



Durabilité écologique et économique de l'exploitation forestière pour la production de bois d'œuvre et pour le stockage du carbone en Amazonie

Lucas Mazzei de Freitas

► To cite this version:

Lucas Mazzei de Freitas. Durabilité écologique et économique de l'exploitation forestière pour la production de bois d'œuvre et pour le stockage du carbone en Amazonie. Sylviculture, foresterie. AgroParisTech, 2010. Français. NNT : 2010AGPT0045 . pastel-00611175

HAL Id: pastel-00611175

<https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00611175>

Submitted on 25 Jul 2011

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Doctorat ParisTech

T H È S E

pour obtenir le grade de docteur délivré par

Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts

(AgroParisTech-ENGREF)

Spécialité : Sciences Forestières

présentée et soutenue publiquement par

Lucas José MAZZEI DE FREITAS

le 18 juin 2010

Durabilité écologique et économique de l'exploitation forestière pour la production de bois d'œuvre et pour le stockage du carbone en Amazonie

Directeur de thèse : **Plinio SIST**

Co-encadrement de la thèse : **Sylvie GOURLET-FLEURY**

Jury

M. Joberto VELOSO DE FREITAS, Professeur, Universidade Federal do Amazonas

M. Benoît COURBAUD, ICPEF, CEMAGREF

M. Alain KARSENTY, Chercheur, CIRAD

M. Stéphane TRAISSAC, IPEF, AgroParisTech - Engref

Rapporteur

Rapporteur

Examineur

Examineur

CIRAD

Biens et services des écosystèmes forestiers tropicaux

TA C-105 / D. Campus international de Baillarguet. 34398 Montpellier Cedex 5 - France

Remerciements

Cette partie est, pour moi, l'une de plus difficile à rédiger. Comment faire des « remerciements » sans oublier personne durant toutes ces années de thèse ? Je m'excuse par avance pour les oublis...

Il faut alors commencer par le début ! Le début de cette thèse je le dois à M. Olivier Hamel. Il m'a ouvert la porte pour la toute première discussion sur mon sujet de thèse. M. Hamel m'a beaucoup stimulé à continuer. Je lui en suis très reconnaissant. Et puis il m'a mis en contacté avec le « Mr. Brésil » du Cirad-forêt à l'époque.

Mr. Brésil ou Plinio Sist est devenu mon directeur de thèse. Avec Plinio j'ai eu des discussions très motivées sur le futur des forêts amazoniennes et aussi sur les relations entre le Brésil et la France. Au delà de son encadrement scientifique que j'ai beaucoup apprécié, il a toujours été à l'écoute...Plinio est devenu un ami.

Un grand merci à Sylvie Gourlet-Fleury, co-directrice de ma thèse et responsable du laboratoire d'accueil. Je la remercie de m'avoir accueilli au sein de son équipe. Toujours disponible et passionnée par les forêts, Sylvie a mis à ma disposition tous les moyens nécessaires à l'aboutissement de ma thèse.

Je remercie ceux sans qui cette thèse ne serait pas ce qu'elle est. Aussi bien par les discussions que j'ai eu la chance d'avoir avec eux, leurs suggestions ou contributions fondamentales. Je pense ici en particulier à Vivien Rossi, Frédéric Mortier, M. Alain Karsenty et Marie Gabrielle Piketty.

En ce qui concerne la partie informatique de ce travail, je remercie énormément Guillaume Cornu pour toute la paramétrisation et la maîtrise du simulateur SELVA. Je remercie de plus tous les auteurs et contributeurs du programme R que j'ai utilisé intensément.

MM. les Profs. Joberto Veloso de Freitas et Benoît Courbaud ont accepté d'être les rapporteurs de cette thèse, et je les en remercie, de même que pour leur participation au jury. Ils ont également contribué par leurs nombreuses remarques et suggestions à améliorer la qualité de ce mémoire, et je leur en suis très reconnaissant.

Messieurs Alain Karsenty et Stéphane Traissac m'ont fait l'honneur de participer au jury de soutenance; je les en remercie.

Lilian Blanc, Marion Echard, Audrey Jolivot, Vincent Freycon, Ademir Ruschel, Profs. Paulo Luiz Contente de Barros, Sueo Numazawa et Mario Rabelo de Souza, Wandréia Baitz et Josué Evandro Ribeiro Ferreira m’ont beaucoup aidé avec leurs données et leur expérience. Merci !!!

Pour ses encouragements et son assistance aussi bien matérielle que morale qui m'ont permis de faire cette thèse dans de bonnes conditions, je remercie Evelyne Tailhades.

Je passe ensuite une dédicace à tous ceux que j'ai eu le plaisir de côtoyer durant ces quelques années au Cirad, à savoir Mathieu Delcamp, Holger Wernsdoerfer, Isabel Garcia Drigo, Dakis-Yaoba Ouedraogo, Lilian Costa Procopio, Pierrette Chagneau, Wagner Pena, Maxime Rejou-Mechain, Matieu Henry, Phidias Marco, Adeline Fayolle, Perrine Burnod, Annie Molina.

Une pensée spéciale à mes amis montpelliérains Cécile et Stéphane, Marie et Philippe.

Je remercie également la CAPES du Ministère de l'Education brésilien qui a financé l'intégralité de mon allocation de recherche ; l'ENGREF – AgroParisTech pour l'accueil de mon sujet de thèse ; la société Cikel Brasil Verde, le CIRAD (site de Paracou) et l'EMBRAPA (Amazônia Oriental) pour mettre à ma disposition leurs équipes de terrains et leurs données !

Un grand merci à ma mère, ma sœur et mon frère : toujours supporters, toujours présents.

Je tiens à rendre hommage à Maria, Clara et Luisa, mes filles : « Oui !!! Le bouquin est fini ! »

Je dédie in-con-tes-ta-ble-ment cette thèse à ma vie : **Mireille**.

TITRE

Durabilité économique et écologique de l'exploitation forestière pour la production de bois d'œuvre et pour le stockage du carbone en Amazonie.

AVANT PROPOS

Ce document de thèse est rédigé sous forme de chapitres, chacun ayant une structure d'article. Il est divisé en deux parties, la première comprend l'introduction, la présentation du contexte de la thèse, enfin les sites d'études et la méthodologie. La deuxième partie rassemble quatre chapitres correspondant à un article rédigé en anglais (dans *Forest Ecology and Management*¹) et trois articles en français.

Les données expérimentales sont issues de deux sites amazoniens, le premier se situe dans la région de Paragominas à l'Est de l'Amazonie brésilienne sur l'unité d'aménagement forestier de la société Cikel Brasil Verde S/A ; le second à Paracou en Guyane Française à la station de recherche forestière du CIRAD. Les données de la société brésilienne ont été utilisées pour réaliser le bilan biomasse de l'exploitation forestière et simuler la reconstitution de cette biomasse après exploitation. Les données de Paracou ont été utilisées pour réaliser une simulation plus détaillée de la dynamique forestière en prenant en compte en particulier de l'évolution de la composition floristique après exploitation.

Article scientifique:

¹ **Chapitre 1.** Lucas MAZZEI, Plinio SIST, Ademir RUSCHEL, Francis PUTZ, Phidias MARCO, Wagner PENA, Josué E RIBEIRO-FERREIRA. 2010. Above-ground biomass dynamics after reduced-impact logging in Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*. 259:367-373.

RESUME

Cette étude a pour principal objectif d'évaluer la durabilité écologique et économique d'une exploitation forestière sélective dans le contexte amazonien. Deux sites ont été choisis. Le premier est le dispositif expérimental de Paracou en Guyane française sur lequel la dynamique forestière est suivie depuis 1984, offrant ainsi des données sur le long terme indispensables pour la modélisation de la régénération forestière. Le second site est une zone forestière gérée par la société Cikel Brasil Verde, située au Brésil dans l'Etat du Pará. Ce site a permis de collecter des données sur l'impact de l'exploitation à faible impact sur le peuplement forestier et des informations sur les coûts et recettes enregistrés par la société. Dans un premier temps, ce travail a consisté à améliorer le simulateur Selva quant à la prédiction de la composition floristique future après exploitation. Pour ce faire 11 modèles spécifiques aux processus de mortalité (5 modèles) et de recrutement (6) ont été élaborés et testés. Les processus de mortalité sur pied et de formation de chablis ont été clairement identifiés par les modèles, utilisant des variables explicatives différentes en fonction de ces deux types de mortalité. Ainsi, les premiers utilisent préférentiellement des variables biologiques caractéristiques de l'arbre (accroissement diamétrique passé, diamètre maximum) et les seconds font appel à des variables descriptives du peuplement au voisinage des arbres (nappe phréatique, densité d'arbres). Pour le recrutement, 6 modèles ont été élaborés en fonction du comportement des espèces recrutées après exploitation. Des variables décrivant la structure et la composition floristique du peuplement ont permis de modéliser le recrutement de 30 espèces qui pour la plupart sont des espèces pionnières ou héliophiles. Au contraire, la modélisation du recrutement des espèces tolérantes reste encore limitée soit par les faibles effectifs d'individus soit par le choix des variables peu adaptées à intégrer les perturbations mineures des forêts primaires. L'incorporation de ces modèles ont permis d'intégrer 92 stratégies de vie dans le simulateur Selva. La forêt virtuelle ainsi générée montre une structure et une diversité spécifique proches d'une forêt primaire. Par contre, le modèle surestime la participation des espèces héliophiles et pionnières et ne parvient pas à reproduire de façon satisfaisante la composition floristique d'une forêt climacique. Dans le cadre de la législation brésilienne préconisant des cycles de 25-35ans, la simulation de l'exploitation montre qu'il est possible d'exploiter 4 tiges/ha par cycle en maintenant une surface terrière 20% inférieure à la surface terrière originale. Si l'exploitation forestière engendre des bénéfices variant entre 147 et 239 US\$/ha/an, la déforestation produit des bénéfices légèrement supérieurs (295 US\$/ha/an). Un schéma de compensation financière de changement d'un système émetteur de carbone (déforestation) pour un autre comme l'exploitation forestière représenterait un coût d'abattement de la tonne du carbone supérieur à 10 dollars américains.

Mots clés : Simulation de la dynamique forestière, forêt tropicale, recrutement, mortalité, durabilité de l'exploitation forestière, bilan carbone, Amazonie.

ABSTRACT

The main objective of this study was to assess the ecological and economical sustainability of selective logging in the Amazonian context. Two sites were selected. The first one was the experimental station of Paracou in French Guiana where forest dynamics has been monitored since 1984 which provide data on a long term basis indispensable for modeling forest regeneration. The second one was located in the state of Pará in a forest land owned and managed by Cikel logging company. This site allowed collecting data on the impact of reduced-impact logging on the forest stand as well as information about the costs and revenue. At first, this work consisted of improving the Selva model to predict the floristic composition of the stand after logging. For this, 11 models specific to mortality processes (5 models) and recruitment (6 models) were elaborated and tested. The processes of standing mortality (standing dead trees) and mortality by gap formation (falling trees) were clearly identified by the models, using different explanatory variables according to these two types of mortality. The first ones mainly used biological variables characteristic of the tree (diameter growth rates, maximum diameter) whereas the second preferentially included descriptive variables of the surrounding stand (water table, tree density). For the recruitment, 6 models were set up according to the behavior of the recruited species after logging. Specific variables of stand structure and stand floristic composition allowed to model the recruitment of 30 species which were mainly pioneer or light demanding species. In contrast, the modeling of shade tolerant species recruitment remain limited whether by the low number of trees or by the choice of the variables poorly adapted to integrate minor disturbances occurring in primary forests. The inclusion of these models allowed to integrate 92 life strategies in the Selva model. The virtual forest so created shows a stand structure and specific diversity close to a primary forest. In contrast, the model overestimated the pioneer and light demanding species participation and could not reproduce in a satisfactory way the floristic composition of a climax forest. In the framework of the Brazilian forest legislation advocating 25-35year -rotation cycles, logging simulation by Selva showed that it would be possible to harvest 4 trees/ha during each rotation while maintaining the basal area 20% lower than the original one before logging. Selective logging generated benefits varying between 147 and 239 US\$/ha/year whereas deforestation ones were slightly higher (295 US\$/ha/year). A framework of financial compensation to change from a production system with a negative carbon balance (deforestation) to a system as selective logging would represent a Carbon Ton cost higher than 10 US dollars.

Keywords : Forest dynamics modeling, tropical forest, recruitment, mortality, sustainability of logging, Carbon balance, Amazon.

Sommaire

PARTIE 1 : INTRODUCTION, CONTEXTE, SITES ET METHODES	1
INTRODUCTION	3
PROBLEMATIQUE GENERALE	3
QUESTIONS DE RECHERCHE ET APPROCHE	6
LA GESTION ET L'EXPLOITATION FORESTIERES EN AMAZONIE BRESILIENNE	9
UTILISATION DE LA FORET EN AMAZONIE BRESILIENNE	11
L'AMENAGEMENT FORESTIER EN AMAZONIE BRESILIENNE	14
L'EXPLOITATION FORESTIERE	16
L'ECONOMIE DE L'EXPLOITATION FORESTIERE	19
LE CARBONE COMME RESSOURCE	20
QUANTIFICATION DE LA BIOMASSE ET DU CARBONE DANS LES FORETS TROPICALES	22
SITES D'ETUDES ET DONNEES	27
BRESIL	27
<i>L'organisation de l'exploitation</i>	29
<i>Dispositif expérimental de la Cikel</i>	30
GUYANE FRANÇAISE	31
<i>Le site de Paracou en Guyane Française</i>	31
<i>Le dispositif de Paracou et l'exploitation</i>	31
<i>Analyse des données de la mortalité et du recrutement sur le site de Paracou</i>	33
MATERIEL - LE SIMULATEUR SELVA	34
METHODES POUR L'ANALYSE DE LA DURABILITE ECOLOGIQUE ET ECONOMIQUE DE L'EXPLOITATION FORESTIERE	36
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES - PARTIE I	38
PARTIE 2: CHAPITRES 1, 2, 3 ET 4	53
DYNAMIQUE DE LA BIOMASSE AERIENNE APRES EXPLOITATION A FAIBLE IMPACT DANS L'EST AMAZONIEN	55
ABSTRACT	56
INTRODUCTION	57
METHODOLOGY	58
<i>Study site</i>	58
<i>Calculation of forest stand dynamics variables (mortality and growth)</i>	59
RESULTS	61
<i>Stand structure and AGB loss due to logging</i>	61
<i>Post logging biomass dynamics</i>	63
<i>Correlations between logging intensity, residual basal area, and AGB fluxes</i>	63
<i>Biomass dynamics simulation</i>	66
DISCUSSION	66
ACKNOWLEDGEMENTS	71
LITERATURE CITED	71
MODELISATION DE LA MORTALITE EN FORET TROPICALE HUMIDE: CREATION DE GROUPES DE MORTALITE PAR UNE APPROCHE BAYESIENNE	75
INTRODUCTION	77
MATERIELS ET METHODES	78
<i>Analyses</i>	79
RESULTATS	83
<i>Sélection du modèle de mortalité</i>	83
Mortalité sur pied	83
Mortalité par chablis	84
<i>Constitution des groupes d'espèces</i>	85
	ix

Groupes de mortalité sur pied	85
Caractéristiques des groupes de mortalité sur pied	87
Groupes de mortalité par chablis	89
Caractéristiques des groupes de mortalité par chablis	91
<i>Validation des modèles</i>	92
Mortalité sur pied	92
Mortalité par chablis	94
DISCUSSION ET CONCLUSIONS	95
<i>Une Nouvelle approche dans la modélisation de la mortalité</i>	95
<i>Le poids des variables explicatives dans les modèles de mortalité sur pied et de mortalité par chablis</i>	96
<i>Les modèles et l'écologie des espèces</i>	98
Mort sur pied	98
Chablis	99
<i>La classification bayésienne et les groupes</i>	100
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	101
MODELISATION DU RECRUTEMENT D'ARBRES EN FORET TROPICALE HUMIDE	107
INTRODUCTION	109
MATERIEL ET METHODES	111
<i>Classification</i>	111
<i>Construction des modèles</i>	114
<i>Analyses</i>	116
RESULTATS	117
<i>Classification</i>	117
<i>Les modèles de recrutement</i>	120
<i>Validation des modèles</i>	122
DISCUSSION ET CONCLUSIONS	124
<i>Améliorations apportées au simulateur Selva</i>	124
<i>Signification biologique des groupes de recrutement</i>	125
<i>Perspectives</i>	127
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	128
DURABILITE ECONOMIQUE ET ECOLOGIQUE DE L'EXPLOITATION FORESTIERE POUR LA PRODUCTION DE BOIS D'ŒUVRE ET POUR LE STOCKAGE DE CARBONE.	131
INTRODUCTION	133
MATERIELS ET METHODES	134
<i>SELVA – La forêt virtuelle</i>	134
<i>L'exploitation forestière : cycle, intensité</i>	136
<i>Bilan carbone et analyse de la déforestation</i>	137
RESULTATS	137
<i>I. Le comportement du simulateur</i>	137
Stabilisation : la forêt virtuelle	137
Richesse et dynamique de la forêt virtuelle	140
Comportement du simulateur après exploitation	143
Comparaison de Selva avant et après l'inclusion des groupes de recrutement et mortalité	144
<i>II - Durabilité de l'exploitation forestière</i>	146
<i>Durabilité Ecologique</i>	146
Une seule coupe	146
Plusieurs coupes - cycles de 30 ans	148
<i>Durabilité Economique : L'analyse financière</i>	150
Un seule coupe	150
Recettes	150
Coûts	152
Rentabilité	152
Plusieurs coupes - cycles de 30 ans	153
Recettes	153
Coûts	155
Rentabilité	155
<i>III - Exploitation forestière versus Déforestation</i>	156
Bilan carbone	156
Recettes et coûts	156
Rentabilité	157

Coût d'abattement de la tonne de carbone	157
DISCUSSION ET CONCLUSIONS	158
<i>Le simulateur</i>	158
<i>Durabilité écologique</i>	160
<i>Durabilité économique</i>	162
<i>Exploitation forestière et le paiement pour le stockage du carbone</i>	163
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	164
CONCLUSION GENERALE	169
LES MODELES ET LA SIMULATION : LIMITES ET POINTS FORTS	171
DURABILITE DE L'EXPLOITATION	175
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	178
ANNEXES	181
ANNEXE 1. CREATION DE GROUPE DE MORTALITE PAR L'APPROCHE DE VANCLAY (1994)	183
ANNEXE 2. LISTE D'ESPECES POUR L'ETUDE DE LA MORTALITE SUR PIED	185
ANNEXE 3. LISTE D'ESPECES POUR L'ETUDE DE LA MORTALITE PAR CHABLIS	187
ANNEXE 4. RESULTATS DES SIMULATIONS POUR LA CONSTITUTION DES GROUPES DE MORTALITE SUR PIED.	189
ANNEXE 5. RESULTATS DES SIMULATIONS POUR LA CONSTITUTION DES GROUPES DE MORTALITE PAR CHABLIS	191
ANNEXE 6 – MODELE DE RECRUTEMENT POUR LES ESPECES N'AYANT PAS PARTICIPE A LA CLASSIFICATION	193
ANNEXE 7. RESUMES DES STATISTIQUES DES 6 MODELES DE RECRUTEMENT	195
ANNEXE 8. LISTE DES ESPECES COMMERCIALES	197
ANNEXE 9. DEGATS DE L'EXPLOITATION A FAIBLE IMPACT DANS L'AMAZONIE BRESILIENNE : COMPARAISON AVEC L'EXPLOITATION PRATIQUEE A PARACOU EN 1987.	199
ANNEXE 10. TABLES DE COUTS DE L'EXPLOITATION A PARAGOMINAS	209

Sommaire des Figures

Figure 1 – Couverture et Possession des terres en Amazonie brésilienne.	12
Figure 2. Déforestation annuelle dans l'Amazonie brésilienne (INPE, 2008).....	14
Figure 3. Evolution de la production de bois d'œuvre en Amazonie brésilienne depuis l'année 1990 et répartition de la production 2006.....	15
Figure 4. Carte générale de la fazenda Rio Capim dans la commune de Paragominas (étoile orange) et localisation des coupes annuelles divisées en compartiments (chaque couleur représente une unité annuelle), des parcelles permanentes (étoile bleu) et de la scierie (point noir). Surface en jaune = paturages. Carte adaptée de Ferreira, 2005.	28
Figure 5. Précipitations (moyenne mensuelle) pour la commune de Paragominas, Etat du Pará, Brésil (a) et pour le site de Paracou, Guyane Française (b). Sources : Paragominas - Crepani (2004), Paracou http://ecofog.cirad.fr/fr/meteo/index.htm	28
Figure 6. Les différentes Unités de Production Annuelle (a) sont sous divisées en Unités de travail de 100ha (b). Chaque Unité de travail possède deux routes secondaires (en rouge) reliées à huit parcs à grumes (en jaune). Les deux transects (pointillés dans b) ont été disposés à l'intérieur de l'Unité de travail 14 de l'Unité de Production Annuelle 7. Chaque transect possède 9 parcelles de 100 x 100m (P1, P2...), dans chaque parcelle deux sous-parcelles de 25 x 25m (en gris dans la parcelle détaillée) sont dédiées à l'inventaire des individus à partir de 10cm. Des pistes de débordage reliées à un parc à grumes sont illustrées sur c). Figure adaptée de Ferreira 2005.	30
Figure 7. Carte du dispositif expérimental de parcelles permanentes de Paracou en Guyane française	32
Figure 1.1: Correlation between rates of post-logging AGB recovery and basal area of trees >10 cm dbh remaining after logging.....	64
Figure 1.2a: Annual stem diameter growth rates of trees >10 cm dbh. The box contains 50% of the data and the horizontal line within the box corresponds to the median value. Different letters indicate significantly different means (Kruskal Wallis, $K = 98.9$, $p\text{-value} < 0.01$ - mean growth values are: 0.3, 0.4, and 0.7cm year ⁻¹ respectively for dbh classes 10-30, 30-60, ≥ 60 cm).	64
Figure 1.2b: Above-ground biomass increments of trees as a function of dbh. The box contains 50% of the data and the horizontal line within the box corresponds to the median value. Different letters indicate significantly different means (Kruskal-Wallis $K = 574.2$, $P < 0.01$ - mean AGB increment: 0.01, 0.04, 0.17 Mg year ⁻¹ respectively for dbh classes 10-30, 30-60, ≥ 60 cm).	65
Figure 1.3: Relationship between the rate of aboveground biomass (AGB) gain by recruitment of trees into the >10 cm dbh class over the 2005-2008 period as a function of logging intensity in 2004.	65
Figure 1.4: Above-ground biomass dynamics simulations of three different logging intensities (dots: 3 trees ha ⁻¹ ; squares: 6 trees ha ⁻¹ ; and, triangles: 9 trees ha ⁻¹) based on data recorded during 2005-2008 in the logged plots and 2004-2008 in the unlogged control plots (see Table 1.3).....	68
Figure 1.5: Logistic relationship between mean log volume and dbh classes. (Asymptote = 10.4. scal = 18.6. xmid = 89.3. $p\text{-value} < 0.01$)	71
Figure 2.1. Relation entre les variables prédictives et la probabilité de mourir sur pied d'un arbre des groupes <i>msp1</i> (a) et <i>msp2</i> (b)	87
Figure 2.2. Répartition des espèces dans les groupes de mortalité sur pied selon leurs comportements écologiques, sensu Favrichon (1994).....	88
Figure 2.3. Relation entre les variables prédictives et la probabilité d'un arbre des groupes <i>cha1</i> (a) et <i>cha3</i> (b) former un chablis.	91
Figure 2.4. Participation des espèces des différents comportements écologiques, sensu Favrichon (1994), dans les trois groupes de mortalité par chablis.	92
Figure 3.1. Evolution du taux de recrutement de deux espèces sur les parcelles exploitées durant n intervalles de mesure. Les caractéristiques observées sont : (i) intensité de recrutement (lignes verticales), (ii) la durée du pic de recrutement (lignes horizontales) et (iii) le temps écoulé entre l'exploitation forestière et le pic du recrutement (flèches).	114
Figure 3.2. Schéma de la prise en compte des carrés autour du carré cible. Dans la figure le nombre total d'arbres du carré (gris foncé) et du carré élargi (gris clair) sont respectivement, $NT_c = 10$ arbres et $NT_v = 18$ arbres.....	116
Figure 3.3. Moyenne et intervalles de confiance à 95% du nombre d'arbres recrutés par hectare à chaque intervalle de temps dans les parcelles traités (a) et témoins (b) pour les données réelles (noir) et simulées (rouge). Les groupes de recrutement sont affichés à droite de la figure.	123
Figure 3.4. Moyenne et intervalles de confiance à 95% du nombre d'arbres recrutés par hectare à chaque intervalle de temps dans les parcelles traités (a) et témoins (b) pour les données réelles (noir) et simulées (rouge). Tous les groupes confondus.	124

Figure 4.1. Evolution de la surface terrière de parcelles simulées pendant une durée de 300 cycles. Courbes noire (parcelle P1), rouge (P6) et bleue (P11). Les courbes pointillées représentent l'intervalle de confiance sur 12 répétitions pour chaque parcelle. Graphe interne : Evolution du taux annuel de mortalité (%) des trois parcelles témoins durant l'intervalle 1997-2300. Courbe noire: individus de petite taille ($10 \leq dhp < 40cm$), courbe grise pleine : individus de taille moyenne ($40 \leq dhp < 80cm$), courbe grise pointillée : individus de grande taille ($dhp \geq 80cm$). Taux moyen calculé sur les trois parcelles.	138
Figure 4.2. Distribution diamétrique (arbres/ha) réelle (barres noires) et simulée (barres grises). A droite de la figure : l'axe des ordonnées pour les classes au-dessus de 80cm Les flèches représentent le schéma d'évolution de la distribution diamétrique du peuplement réel vers le peuplement virtuel décrit dans le texte.	139
Figure 4.3. Turnover (%) dans la forêt simulée (courbe pleine) au cours de la simulation et turnover dans la forêt réelle (courbe pointillée).	142
Figure 4.4. Evolution de l'accroissement diamétrique (a), du recrutement (b) et de la mortalité (c) simulés (courbes noires pleines) et observés (courbes bleues pointillées) après l'exploitation forestière (à l'année 0 des graphiques).	143
Figure 4.6. Reconstitution de la surface terrière après une coupe d'intensité de 3 tiges/ha (courbe noire), 6 tiges/ha (courbe bleue) et 9 tiges/ha (courbe rouge). Les lignes pointillées représentent l'intervalle de confiance de 36 répétitions. Les lignes verticales indiquent l'année à laquelle 100% de la surface terrière a été reconstituée.	146
Figure 4.7. Evolution de la surface terrière en suivant des cycles de coupe de 30 ans pour une coupe d'intensité de 3 tiges/ha (courbe noire), 6 tiges/ha (bleue) et 9 tiges/ha (courbe rouge). Les courbes pointillées représentent l'intervalle de confiance de 36 répétitions. La ligne horizontale indique une surface terrière de 27 m ² /ha.	148
Figure A4.1. Valeurs des paramètres de 1) la constante ; 2) de la variable <i>I</i> , accroissement diamétrique et 3) de la variable <i>STD_30</i> , surface terrière des individus dominants; dans les différentes itérations. En regroupant les espèces en 1 groupe. 700 mille itérations, durée du temps de chauffe : 630 mille... 189	189
Figure A4.2. Idem, en regroupant les espèces en 2 groupes. 700 mille itérations, temps de chauffe : 630 mille.	189
Figure A4.3. Idem, en regroupant les espèces en 3 groupes. 1000 mille itérations, temps de chauffe : 900 mille.	190
Figure A4.4. Idem, en regroupant les espèces en 4 groupes. 1100 mille itérations, temps de chauffe : 990 mille.	190
Figure A5.1. Valeurs des paramètres de 1) la constante ; 2) de la variable <i>I</i> , accroissement diamétrique passé, 3) de la variable <i>NBD_10</i> , nombre d'individus dominants, et 4) de la variable <i>nappe</i> , sols avec nappe phréatique à moins d'un mètre de profondeur; dans les différentes itérations. En regroupant les espèces en 1 seul groupe. 1000 mille itérations, durée du temps de chauffe : 900 mille.....	191
Figure A5.2. Idem, en regroupant les espèces en 2 groupes. 1200 mille itérations, temps de chauffe : 1.000 mille.	191
Figure A5.3. Idem, en regroupant les espèces en 3 groupes. 1000 mille itérations, temps de chauffe : 900 mille.	192
Figure A5.4. Idem, en regroupant les espèces en 4 groupes. 1000 mille itérations, temps de chauffe : 900 mille.	192
Figure A6.1. Moyenne et écart type du nombre d'arbres recrutés par hectare à chaque intervalle de temps dans les parcelles traités (a) et témoins (b) pour les données réelles (noir) et simulées (rouge).....	194
Figure A9.1. Distribution diamétrique avant (2004) et après (2005) l'exploitation à faible impact.....	199
Figure A9.2. Relation entre le nombre d'arbres morts ($dbh \geq 20cm$) à cause de l'exploitation forestière et le nombre d'arbres exploités dans les parcelles à Paragominas : $y = 1,4236x + 1,6941$	200
Figure A9.3. Nombre d'arbres morts observé à Paragominas dans les différentes classes diamétriques et celui calculé en fonction du taux global de mortalité (théorique) de 16%.....	201
Figure A9.4. Nombre d'arbres morts observé à Paracou dans les différentes classes diamétriques et celui calculé en fonction du taux global de mortalité (théorique) de 13%.....	203
Figure A9.5. Relation entre le nombre d'arbres morts ($dbh \geq 20cm$) à cause de l'exploitation forestière et le nombre d'arbres exploités dans les parcelles à Paracou : $y = 0,8004x + 10,1874$	203
Figure A9.6. Relation entre la surface terrière exploitée et celle perdue en conséquence de l'exploitation. Paracou: $y = 0,2477x + 2,7038$ ($R^2=57,2\%$, $p=0,01$); Paragominas: $y = 0,1903x + 3,2234$ ($R^2=14\%$, $p=0,05$); Site expérimental de Tapajos (■) (Oliveira, 2005); EFI (▲) dans la région de Manaus (Rossi et al., 2001); exploitation conventionnelle (*) dans la région de Paragominas (Uhl et Vieira 1989 ; Verissimo et al., 1992).....	204

PARTIE 1 : Introduction, Contexte, Sites et Méthodes

Introduction

Problématique générale

La forêt dense humide amazonienne recouvre une superficie d'environ $3,65 \cdot 10^6 \text{ Km}^2$, et représente 40% du total des forêts tropicales humides de la planète (FAO, 2005). Elle est considérée comme l'un des écosystèmes terrestres le plus diversifié (Turner, 2001). On y recense en effet plus de 25000 espèces de plantes vasculaires (Govaerts, 2001), 1300 espèces d'oiseaux (Marini et Garcia, 2005) et 400 espèces de mammifères (Costa et al., 2005). La richesse en espèces d'arbres y est plus importante que dans les autres massifs forestiers tropicaux de l'Asie-Pacifique ou d'Afrique (Turner, 2001 ; Parmentier et al., 2007). Chaque hectare de forêt dense humide amazonienne possède entre 180 et 300 espèces d'arbres de plus de 10 cm de diamètre (Prance et al., 1976 ; Gentry, 1992 ; de Oliveira et Mori, 1999) repartis entre 400 et 700 individus ha^{-1} (ter Steege et al., 2003). Cette densité d'arbres permet le stockage d'environ 30% du carbone végétal de la planète (Vieira et al., 2004).

En dépit de cette richesse, chaque année entre 10 et 20.000 km^2 de forêts amazoniennes brésiliennes sont converties en terres agricoles, principalement en pâturage (INPE 2008). En Amazonie brésilienne, la conversion de la forêt est autorisée par la législation dans la limite de 20% de la superficie totale de chaque propriété (BRASIL 2001). De plus, la régularisation foncière dans cette région passe par la déforestation d'une partie des terres comme preuve d'occupation, d'utilisation et de valorisation pour réclamer le droit de propriété (Ferreira et al., 2005, Fearnside 2008). En approvisionnant 62 % du marché du bois, la déforestation est sans nul doute l'un principal moteur du commerce du bois dans la région (Lentini et al., 2005). Dans ce contexte particulier, d'une part le revenu lié à l'extraction du bois finance la déforestation et d'autre part, les autorisations de déforestation accordées aux propriétaires légalisent l'extraction du bois. Cette synergie génère un revenu supérieur et plus attractif pour les activités de conversion des forêts que pour les activités de préservation ou d'utilisation rationnelle de la ressource forestière (Seroa da Motta et Amaral, 1998).

Dans un souci de stimuler et promouvoir l'utilisation durable de ses forêts, le gouvernement brésilien a réglementé depuis 1995 l'aménagement forestier et ses activités. L'aménagement forestier est défini ici comme un ensemble d'actions permettant d'assurer la production soutenue et durable des ressources et des services de

la forêt tout en gardant sa valeur et sa productivité, et en évitant des effets indésirables sur l'environnement physique et social (OIBT, 2006). Depuis cette réglementation, on a recensé 2806 plans d'aménagement forestier privés actifs dans la région amazonienne, tous ayant comme objectif principal la production de bois d'œuvre. En 2005, 10,2 millions d'hectares de forêts privées et 337.000 hectares de forêts communautaires sont sous aménagement forestier. Ces forêts produisent environ 9 millions de m³ de bois par an et génèrent US\$ 8 milliards de recette annuelle (Lentini et al., 2005 ; Vidal, 2005).

L'aménagement forestier est souvent perçu par les pays du Sud comme un outil majeur capable de contribuer à la préservation de vastes massifs forestiers tout en valorisant leurs ressources et tout en contribuant au développement économique du pays. On compte ainsi dans les pays tropicaux plus de 350 millions d'hectares de forêts tropicales de production (ITTO, 2006).

Cependant la durabilité de l'aménagement forestier pour la production de bois d'œuvre est loin de faire l'unanimité. Ainsi, au sein de la communauté scientifique, trois principales positions sur les formes d'utilisation de la forêt amazonienne peuvent être distinguées.

Pour Rice et al., (1997), Niesten et Rice (2004a, b) une fois les bois précieux récoltés, les forêts doivent être mises en réserve et aucune coupe ultérieure ne devrait être autorisée. En effet, selon ces auteurs, la faible présence de l'Etat dans ces régions souvent reculées (Marquesini et Edwards, 2001) et la pression économique exercée par les sociétés forestières auprès des populations locales ne permettent pas d'assurer une gestion durable des ressources forestières. Ils proposent donc de laisser les sociétés exploiter les forêts et de les protéger une fois le bois d'œuvre récolté.

Terborgh (1999), Soulé et Terborgh (1999), Oates (1999) sont quant à eux contre toute utilisation de la forêt pour la production de bois d'œuvre. Ils estiment en effet que la méconnaissance des effets, à long terme, de l'exploitation sur la diversité des espèces et sur la structure des forêts tropicales ne permet pas de proposer des systèmes d'exploitation durable. Les forêts tropicales primaires auraient selon eux des caractéristiques uniques exigeant leur conservation stricte. Leur positionnement est en grande partie né en contrepoids aux discours prédominants à la fin des années 90 pour une utilisation durable des forêts tropicales (Brosius et al., 2005).

Finalement, pour d'autres auteurs, l'exploitation du bois d'œuvre serait possible à condition de respecter des règles strictes basées sur nos connaissances déjà existantes de

la dynamique des forêts mises en utilisation (Lugo, 1992 ; Putz et al., 2001 ; Pearce et al., 2003 ; Bulkan, 2004).

L'exploitation de la forêt amazonienne est basée sur un système de coupe sélective, qui consiste à prélever les espèces de bois d'œuvre ayant un diamètre en général supérieur à 50-55cm, et avec une intensité variant de 10 à 30 m³/ha (2-7 arbres/ha). Dans ce système, la capacité de l'écosystème forestier à se reconstituer est déterminée avant tout par les modalités de l'exploitation (intensité, dégâts, choix des espèces exploitées). L'exploitation constitue donc le premier et le plus souvent l'unique traitement sylvicole.

De nombreuses institutions de recherche ainsi que des ONG s'efforcent depuis plus de dix ans de promouvoir et d'implanter des techniques d'exploitation dites à faible impact (EFI) visant à minimiser l'impact de l'exploitation non seulement sur le peuplement forestier mais sur l'écosystème forestier en général (Amaral et al., 1998). Cependant, si l'EFI constitue incontestablement une avancée considérable vers des pratiques forestières plus soucieuses de l'environnement, elle n'en reste pas moins une technique d'ingénierie basée sur la règle du diamètre minimum d'exploitation (Dme), définie essentiellement en fonction des exigences du marché et des capacités techniques de l'industrie de transformation du bois. Le Dme ne répond à aucun critère écologique ou sylvicole et ne peut, à lui seul, répondre à la diversité spécifique rencontrée en forêt amazonienne qui recèle un grand nombre d'espèces commerciales (de 50 à 90 espèces sont commercialisées dans les anciennes frontières forestières) ayant leurs propres caractéristiques et exigences écologiques. La capacité d'une exploitation planifiée basée sur un diamètre minimum d'exploitation (Dme) unique à assurer le maintien de toutes les espèces exploitées est donc aujourd'hui largement remise en question (Sist et al., 2003a,b,c ; Putz et al., 2008).

Il convient aussi de reconnaître que les tentatives d'aménagement durable des formations forestières tropicales se heurtent, avant tout à une compréhension insuffisante des déterminants de la dynamique des populations des espèces d'arbres constituant ces formations. Les effets des perturbations, en particulier anthropiques, sur les processus de dynamique restent encore largement méconnus. Dans ces conditions, déterminer les modes et l'intensité des prélèvements permettant d'exploiter sur le long terme (donc durablement) un peuplement forestier en fonction de sa composition floristique et des conditions de station dans lesquelles il se développe constitue à la fois un défi, et le principal enjeu des travaux menés dans le domaine de la gestion durable des ressources forestières tropicales.

Evaluer la durabilité au sens large sous-entend également de prendre en compte la rentabilité économique de l'exploitation forestière selon des exigences techniques contraignantes comme l'EFI. Les travaux portant sur la durabilité économique d'un système d'exploitation basé sur l'EFI sont encore très peu nombreux et seules quelques études comparant la rentabilité sur le court terme entre un système conventionnel et un système EFI sont disponibles (Verissimo et al., 1992 ; Holmes et al., 2002). De plus, ces études se concentrent uniquement sur l'évaluation de la ressource « bois d'œuvre ». Or, considérant que la préservation des forêts tropicales contribue aux efforts de réduction de l'émission gaz à effets de serre, la communauté internationale propose la création d'un mécanisme capable de rémunérer le maintien de la couverture forestière et conséquemment du service de stockage du carbone (UNFCCC, 2005). Dans ce contexte, il est impératif d'étudier le bilan carbone de l'EFI et analyser les scénarii éligibles à cette rémunération en cas de mise en place d'un tel mécanisme.

Finalement, le Congrès Brésilien a approuvé récemment (2006) une loi visant la création de concessions forestières sur les terres publiques fédérales représentant environ 40% de la région amazonienne. Le Service Forestier Brésilien (SFB), responsable de l'application de cette loi prévoit d'ici 2011, la mise en concession de 15 millions d'hectares de forêts publiques, principalement en Amazonie (SFB, 2009). Le SFB exige que les forêts sous concessions soient exploitées selon des techniques garantes de la durabilité de la production. De ce fait, l'exploitation à faible impact est devenue une exigence légale en théorie garante de la durabilité (IBAMA, 2006). Or, la durabilité écologique et économique d'un tel système d'exploitation reste, comme nous venons de le montrer, une question largement en suspens qu'il convient de prendre en compte de façon urgente. On est donc en droit de se demander si ce système d'exploitation est capable d'assurer à lui seul la durabilité de la production tant du point de vue écologique comme du point de vue économique. De ce constat est né ce travail de thèse.

Questions de recherche et Approche

En fixant l'intensité d'exploitation de l'analyse à 30m³ par hectare (limite légale au Brésil), notre travail essaiera de répondre aux questions suivantes :

- Quel cycle de coupe doit-il être préconisé pour assurer la reconstitution du stock (bois d'œuvre/carbone) extrait sans compromettre la structure de la forêt et sa richesse floristique?
- Quels sont les impacts de ce cycle sur la rentabilité économique de l'exploitation?
- Quelle intensité maximale d'exploitation est il possible d'assurer sans compromettre la reconstitution du stock extrait dans les délais du cycle de coupe de 30 ans ? (le cycle de coupe préconisé par la législation brésilienne est de 25 à 35 ans - minimum et maximum. Dans ce travail, il sera utilisé un cycle de 30 ans, la valeur moyenne, comme référence).

Sur le long terme, défini à un horizon de quatre cycles de coupe de 30 ans, au delà des questionnements mis en avant au paragraphe antérieur et qui seront aussi l'objet des simulations sur le long terme, le doute se concentre sur l'évolution du peuplement lui-même. Comment prévoir la composition floristique des peuplements exploités dans un intervalle si long ? Le recrutement, c'est-à-dire les "nouveaux" arbres qui "apparaissent" après l'exploitation forestière, et la mortalité, jouent un rôle significatif dans la composition floristique de la forêt qui se reconstitue après exploitation et par conséquent sur les résultats économiques et écologiques des alternatives simulées. Or, la plupart des modèles de dynamique forestière rencontrent encore de grandes difficultés à prédire l'évolution du peuplement sur le long terme en raison de leur limitation à simuler ces deux processus clés : le recrutement et la mortalité. De ce fait, une partie de cette étude s'est consacrée à mieux comprendre ces deux étapes essentielles de la dynamique forestière en essayant de proposer des améliorations au simulateur utilisé.

Pour répondre à ces questionnements on peut avoir recours à deux types de procédure : la première consiste à exploiter une parcelle et à suivre son évolution dans le temps. En forêt amazonienne, des sites tels que la Forêt Nationale de Tapajos et la réserve ZF-2 au Brésil (Higuchi, 1987 ; Silva, 1989), le site de recherche Tonka au Suriname (Jonkers, 1987), et le site de Paracou en Guyane française (Maitre, 1982 ; Schmitt, 1984) en sont des exemples ; la deuxième possibilité consiste à simuler l'exploitation forestière par un simulateur de dynamique forestière et simuler l'évolution du peuplement (Gourlet-Fleury, 1997 ; Azevedo, 2006).

La première solution n'est envisageable que dans les programmes de recherche de longue durée et sur des parcelles où l'exploitation à faible impact aurait été appliquée

lors de la mise en place des dispositifs. Or les sites décrits au paragraphe antérieur, ont été implantés dans les années 80 et en employant une exploitation dite conventionnelle. Ce travail s'appuiera donc sur la deuxième solution. Cela nécessite: 1) de caractériser l'exploitation à faible impact pratiquée dans le bassin amazonien; 2) d'appliquer cette exploitation dans un simulateur de dynamique forestière; et enfin 3) de procéder à des analyses écologiques et économiques pour évaluer la durabilité de l'exploitation.

Le simulateur appelé Selva est de type arbre dépendant des distances, doté de sous-modèles de croissance, de mortalité et de recrutement fonctionnant avec un pas de temps de trois ans. Il a été développé par Gourlet-Fleury (1997) sur le dispositif de Paracou en Guyane Française. L'analyse de la durabilité écologique s'appuiera sur des vérificateurs proposés par le CIFOR (2000) et par l'OIBT (2005), quant à l'analyse économique, elle reposera sur l'emploi de deux groupes de critères de gestion, de rentabilité et de productivité, utilisés dans le domaine forestier (Calvet et al., 1997 ; Peyron 2002). Le bilan biomasse/carbone de l'exploitation forestière et l'évaluation financière d'un probable paiement pour le service de stockage de carbone suivra les méthodologies décrites respectivement pour Pinard et Putz (1996) et Grieg-Gran (2008).

**La gestion et l'exploitation forestières
en Amazonie brésilienne**

Utilisation de la forêt en Amazonie brésilienne

"Le vide à occuper !" "Des terres sans hommes pour des hommes sans terre!" Ainsi était lancé le programme de développement et d'occupation de l'Amazonie brésilienne promu par le gouvernement militaire dans les années 70.

La première vague d'occupation de la région, à travers la migration de 400 000 familles durant la deuxième moitié du XIX siècle, a été guidée par l'exploitation des hévéas natifs pour la production de caoutchouc sur le marché mondial. Cependant, avec la mise en production, en 1911, des plantations des hévéas au Sud-est asiatique, la région amazonienne a été mise à l'écart des agendas des gouvernements brésiliens successifs jusqu'au début des années 70. A partir des années 70, le gouvernement militaire a fortement encouragé l'occupation de l'Amazonie dans le but d'occuper et de développer une région encore très faiblement peuplée (Castro, 2006) et dans une moindre mesure, pour palier à l'épuisement des réserves forestières du Sud du Brésil (Viana et al., 2002 ; Lentini et al., 2003).

L'utilisation de la ressource forestière dans le bassin amazonien est, paradoxalement, guidée par la conversion des forêts. Dans cette région les titres de propriété sont presque inexistants, car l'occupation s'est faite de façon désordonnée (Fig.1). Dans ce contexte, la régularisation foncière passe le plus souvent par la déforestation d'une partie des terrains comme preuve d'occupation et d'utilisation (Fearnside, 1989 ; Ferreira et al., 2005). Depuis 1997 une nouvelle réglementation reconnaît les terres forestées comme des zones productives et donc susceptibles de régularisation foncière (Seroa da Motta et Amaral, 1998 ; Tab.1). Malheureusement, cette mesure unique n'est pas capable de reverser l'historique d'occupation de l'Amazonie par la déforestation.

La conversion de la forêt en terres agricoles est prévue et autorisée par la législation brésilienne dans la limite de 50% de la superficie de la propriété. En 2001, à travers la Mesure Exceptionnelle 2166-65, ce pourcentage a été revu à la baisse – permettant seulement une conversion de 20% de la propriété (Tab.1). Son application reste cependant très difficile à mettre en œuvre car ce décret n'a pas été approuvé par le Congrès Brésilien et n'a donc pas la force d'une loi.

Cette déforestation autorisée ou légale est l'un des moteurs du commerce du bois dans la région Amazonienne. En 2004 on estimait à 20% la part du marché du bois approvisionné par cette activité (Lentini et al., 2004).

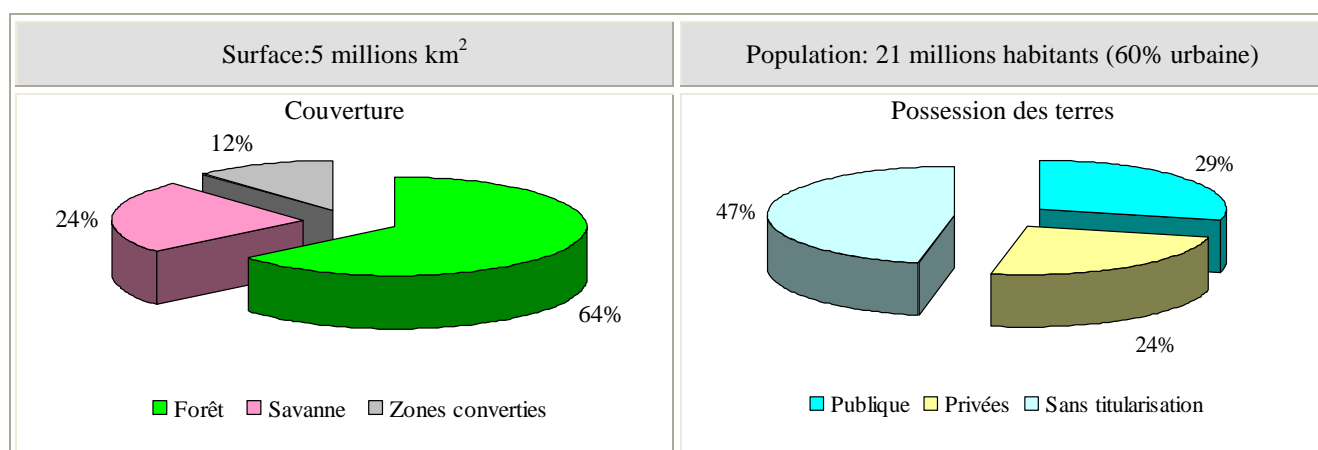


Figure 1 – Couverture et Possession des terres en Amazonie brésilienne.

En Amazonie, l'agriculture reste largement subventionnée par les banques et les agences gouvernementales (Arima et al., 2005 ; Banco da Amazônia, 2006). Les systèmes agricoles implantés, le plus souvent importés d'autres régions du Brésil, ne sont toutefois pas adaptés aux conditions climatiques et édaphiques de la région (Ramalho Filho et Pereira, 1999 ; Bastos da Veiga et al., 2007). Ces techniques inadaptées entraînent une perte rapide de la fertilité des sols et conduisent les agriculteurs à convertir d'avantage leur forêt en terres agricoles ou en pâturages.

En Amazonie brésilienne une relation circulaire peut être observée, où le revenu issu de la déforestation finance davantage la déforestation ! De plus, les activités telles que l'élevage et la culture du soja issues de la déforestation génèrent un revenu supérieur et plus attractif sur le court terme que les activités de préservation ou d'utilisation rationnelle des ressources forestières (Seroa da Motta et Amaral, 1998). Cette logique a engendré une raréfaction de la ressource bois dans la région. Depuis les années 90, on assiste néanmoins sur les fronts pionniers à un changement dans la structuration du secteur. Les scieries, qui traditionnellement ne participaient pas aux activités d'exploitation (car l'extraction et la vente du bois était presque entièrement réalisées par des intermédiaires), ont à partir de 1990 investi dans l'acquisition de terres forestées (Lentini et al., 2003 ; 2005). Ainsi, dans la commune de Paragominas (Pará), entre 1990 et 1995, la proportion de scieries possédant leur propre forêt a augmenté de 63% à 84%. Dans la commune de Tailândia (Pará) ce changement a été encore plus important, puisque cette proportion est passée de 23% à plus de 75% (Stone, 1996).

Cette intégration verticale a aussi permis quelques modestes changements dans la culture forestière de la région. La nécessité de pérenniser et d'assurer leur production a amené les scieries à investir davantage dans la gestion forestière. L'augmentation du nombre de plans d'aménagement soumis aux autorités brésiliennes, la progression de

ventes des équipements d'extraction moins impactant et l'expansion des forêts participant à un système de certification forestier témoignent de cette tendance (May et Veiga Neto, 2000 ; Garrido Filha, 2002).

Tableau 1. Principales réglementations sur l'utilisation des terres et l'aménagement forestier en Amazonie brésilienne.

Année	Disposition	Objet
1965	Loi 4.771 de 15 septembre 1965	Réglementation du Code Forestier
1970	Loi 6.383 de 7 décembre 1976	Etabli les règles pour la titularisation des propriétés, notamment par la déforestation autorisée (<i>terra nua</i>)
1995	Décret 048 de 10 juin 1995	Réglementation de l'aménagement forestier
1997	Loi 9393 de 19 décembre 1996	Permet la titularisation des propriétés ayant une couverture forestière
2001	Mesure Provisoire 2166-67 de 24 août 2001	Modification du pourcentage de la propriété sujet à la déforestation: passant de 50% à 20%
2006	Loi 11284 de 2 mars 2006	Décentralisation des services de contrôle de l'aménagement forestier et réglementation des concessions forestières.

Depuis ces dix dernières années, le secteur productif n'est pas le seul à montrer des signes de changement dans la gestion forestière de la région amazonienne. Les organisations non gouvernementales ont renforcé leur partenariat avec le secteur privé afin de promouvoir les pratiques de gestion durable au sein des entreprises privées. C'est ainsi que les techniques d'exploitation dites à faible impact ont été adoptées par certaines entreprises forestières intéressées par la certification de leur plan d'aménagement (IMAFLORA, 2006).

Les gouvernements régionaux, quant à eux, ont formulé des politiques d'occupation du sol en se basant sur un système de zonage de la potentialité et de la vulnérabilité des sols et de la végétation (Ab'Saber, 1989 ; ACRE, 2000 ; EMBRAPA, 2007). Ils ont mené des actions de formation de leurs fonctionnaires forestiers (IDEFLOR, 2008 ; SEMA, 2009). Au niveau fédéral, des politiques de valorisation et de création de forêts publiques (BRASIL, 2006), ainsi que des politiques de répression contre la déforestation illégale et le commerce illicite de bois ont été récemment mises en œuvre. Toutefois l'immensité du territoire à contrôler et la quasi-absence de l'Etat sur les fronts pionniers agricoles et forestiers demeurent des obstacles considérables à l'action des gouvernements dans la région amazonienne.

L'utilisation de la forêt amazonienne est réglementée depuis 1965 (Tab.1). Le Code Forestier, dans son article 15 interdit toute forme d'utilisation empirique des forêts : "les forêts ne devront être utilisées qu'à partir de plans techniques de suivi et d'aménagement, qui seront réglementés dans un délai d'un an...". Cependant, la réglementation de l'aménagement forestier et de ses activités ne sera arrêtée par le gouvernement brésilien qu'en 1995; année qui coïncide malheureusement avec le plus fort taux de déforestation jamais enregistré au cours de ces 20 dernières années en Amazonie brésilienne (29 mil km² de forêts converties, Fig.2).

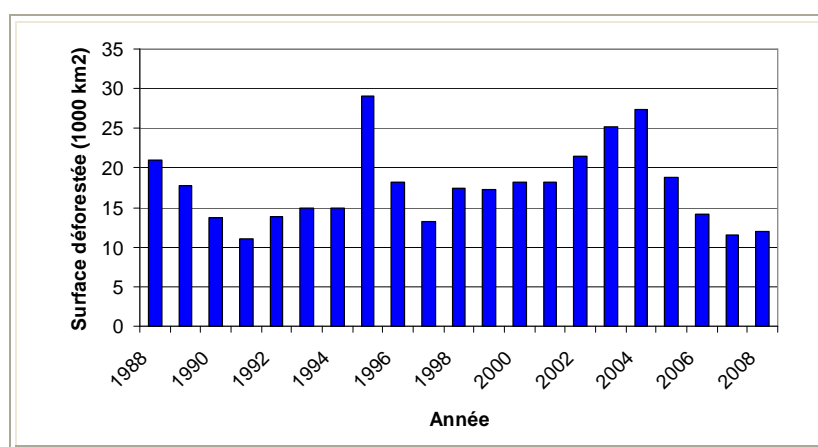


Figure 2. Déforestation annuelle dans l'Amazonie brésilienne (INPE, 2008).

Ce changement abrupt survenu dans la politique d'utilisation de la forêt, passant d'une déforestation consentie par l'État comme forme de promouvoir l'occupation de l'Amazonie à une utilisation rationnelle via aménagement forestier, ne sera pas acquis du jour au lendemain par les entreprises forestières de la région amazonienne.

L'aménagement forestier en Amazonie brésilienne

En Amazonie brésilienne, l'aménagement forestier est, pour les entreprises forestières, synonyme d'exploitation forestière. Depuis 1995, le changement de la politique d'utilisation de la forêt a entraîné aussi un durcissement du contrôle des activités d'extraction des sociétés forestières – très intensives et réalisées sans planification - exigeant des exploitants forestiers la régularisation de leur activité. Cette normalisation imposée jadis par l'organisme gestionnaire des forêts brésiennes (IBAMA), s'est concrétisée principalement à travers l'exigence de l'approbation par ce même organisme de plans d'aménagements élaborés par tous ceux - sociétés forestières privés,

communautés forestières, petits et grands agriculteurs - prétendant exploiter les ressources forestières.

C'est ainsi que les plans d'aménagement forestier devenaient simplement la "formalité à remplir" pour permettre l'exploitation de la forêt. Au cours des trois ans qui ont suivi cette nouvelle réglementation (1995-1998), 2806 plans ont été *fabriqués* dans la région soit une moyenne de 2 plans par jour. Seulement 31 % d'entre eux réunissaient les conditions nécessaires et les caractéristiques techniques pour permettre leur approbation (Zachow, 1998).

En 2006 le gouvernement brésilien a promulgué une nouvelle loi sur l'aménagement forestier en ayant comme principaux objectifs d'augmenter l'offre de bois d'origine légale et d'améliorer le suivi des plans d'aménagement (Tab.1). Tous les services liés au contrôle de l'activité forestière ont ainsi été décentralisés et une nouvelle politique d'utilisation de la forêt, à travers la mise en concession des forêts publiques, a été mise en place.

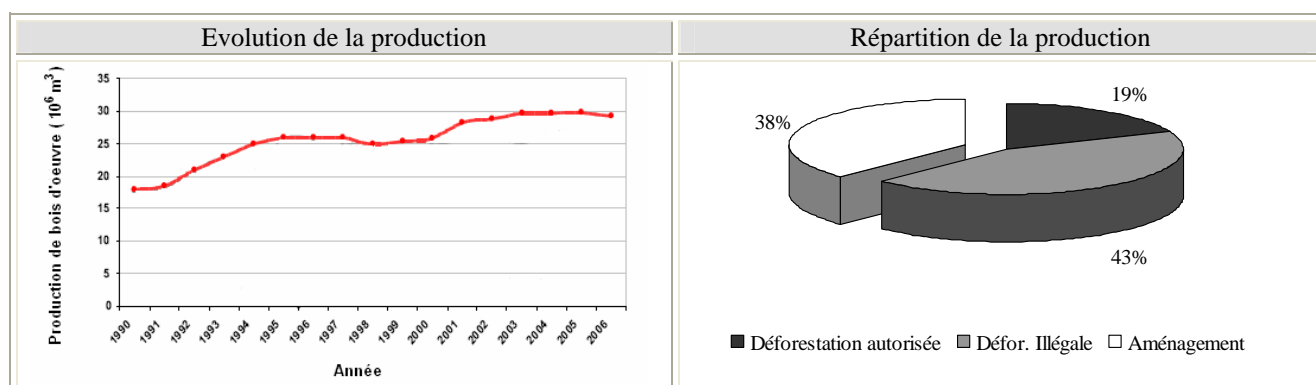


Figure 3. Evolution de la production de bois d'œuvre en Amazonie brésilienne depuis l'année 1990 et répartition de la production 2006.

Le gouvernement espère ainsi faire des concessions forestières, l'un des acteurs majeurs de la production légale de bois d'œuvre en Amazonie. Actuellement 67% du bois *légalement* produit, soit 9,3 millions de m³, est issu de forêts ayant un plan d'aménagement approuvé; le restant (4,6 millions de m³), provient de la déforestation autorisée (Fig.3). La production légale de bois avoisine donc 14 millions de m³ par an, soit environ la moitié de la production totale estimée à environ 30 millions de m³ (Fig.3). La plupart des forêts aménagées (91% soit 342.000 hectares/an) appartient au domaine privé tandis que 9% seulement (36.000 hectares/an) sont gérées par des communautés forestières (Lentini et al., 2005). Les forêts privées de grande taille (>5000ha) représentent 41% de la production du bois d'œuvre, celles de taille moyenne

(entre 500 et 5000ha) répondent pour 31%, et celles de petite taille (<500ha) pour 28% de la production (Lentini et al., 2005).

Dans l'aménagement communautaire, la forêt appartient soit aux membres de la communauté soit à l'Etat. Dans le premier cas, on retrouve des exemples chez les paysans qui accèdent à la propriété à partir des programmes de réforme agraire de l'Etat, tels que le PAE - Projet agro-extractiviste, le PDS - Projet de développement durable, et le PAF – Projet Forestier. Les paysans se regroupent en coopératives ou associations pour gérer ensemble leurs parcelles respectives de forêt. Dans le deuxième cas, les populations rurales habitant à l'intérieur des aires protégées publiques telles que les Réserves Extractivistes ou les Forêts Nationales et n'ayant pas de titre de propriété mais l'usufruit de la forêt, s'organisent pour décider la mise en aménagement des massifs forestiers sous leur responsabilité.

En choisissant le cas d'une entreprise forestière utilisant l'EFI, cette étude vise avant tout à apporter des informations innovantes concernant la viabilité à long terme d'une exploitation à faible impact pratiquée par une entreprise forestière. Elle correspond donc plus au cadre d'une exploitation classique en concession, qui devrait se développer en Amazonie brésiliennes dans les prochaines années. Cependant, cette étude peut aussi apporter des informations pertinentes dans le cas d'exploitations réalisées par des entreprises forestières en partenariat avec des agriculteurs ou des communautés forestières. Ces partenariats se développent de plus en plus depuis ces dix dernières années et représentent pour des centaines de milliers de colons une alternative potentielle de valorisation de leurs massifs forestiers.

L'exploitation forestière

Contrairement aux indices économiques standards d'évaluation - production, rentabilité, marché d'emploi, surface exploitée, produits - qui montrent un secteur apparemment bien organisé, la filière Bois est, dans le bassin amazonien, très hétérogène (diversité des acteurs et des produits) et désordonnée (enchevêtrement des responsabilités fédérale et locale, manque d'uniformisation des contrôles).

Pour la production de bois, cinq facteurs orientent le type d'exploitation forestière employée par les différents acteurs forestiers : leur degré de capitalisation; la nature du commerce (intérieur ou extérieur); le système de transport utilisé (routier ou fluvial); les

espèces forestières exploitées et leurs produits; enfin, l'organisation sociale locale (Uhl et al., 1997).

En conséquence, sa forme et son organisation varie énormément d'une région à l'autre de l'Amazonie ainsi qu'entre propriétés (Verissimo et al., 1992 ; Barros et Uhl, 1995 ; Johns et al., 1996 ; Nepstad et al., 1999). Les extrémités d'une probable classification de l'exploitation forestière seraient représentées par d'un côté des entreprises certifiées de structure verticale hautement qualifiées appliquant une exploitation planifiée et de l'autre côté, des petits exploitants peu qualifiés employant des techniques conventionnelles d'exploitation.

Si la classification de l'activité d'exploitation forestière dans l'Amazonie n'est pas un consensus dans la communauté scientifique, il n'en va pas de même quant à la perception des dégâts qu'elle provoque (Uhl et Vieira, 1989 ; Uhl et Kauffman, 1990 ; Verissimo et al., 1992 ; Johnson et Cabarle, 1993). Des intensités d'exploitation allant de 5 à 90 m³/ha et des dégâts aux peuplements résiduels tout aussi disproportionnels ont amené les forestiers à classer l'exploitation forestière en seulement deux grands groupes : Conventionnelle et à Faible Impact (Johns et al, 1996 ; Vidal et al, 1997 ; Amaral et al., 1998). Nous caractérisons ces deux types d'exploitation dans les paragraphes suivants.

L'exploitation conventionnelle, encore appelée prédatrice, est généralement définie comme une exploitation ne faisant appel à aucun inventaire et à aucune planification des opérations d'abattage et d'extraction. De ce fait elle engendre en général d'importants dégâts au peuplement forestier et à l'écosystème en général. Ainsi, Gerwing et al. (1996) montrent que pour chaque arbre exploité, 28 sont détruits ou endommagés. Selon Uhl et al. (1991), pour chaque mètre cube de bois exploité 1,2 mètres cubes sont endommagés (Uhl et al., 1991). Selon Uhl et Vieira (1989), environ un quart (26%) de tous les arbres du peuplement seraient détruits ou endommagés par l'exploitation conventionnelle. La taille des trouées varie entre 200 et 800m² (Holdsworth et Uhl, 1997 ; Stokes et al., 1997). Le réseau de pistes de débardage, pistes et parc à grumes couvre de 8 à plus de 20% de la surface exploitée (Uhl et Vieira, 1989 ; Pereira et al., 2002), et réduirait de 16 à 50% la couverture de la canopée (Uhl et Kauffman, 1990 ; Pereira et al., 2002). Enfin, la mauvaise planification des opérations d'extraction serait responsable d'une perte moyenne de 7m³/ha de bois ou 26% du total des arbres abattus, principalement en raison de mauvaises techniques d'abattage et de l'absence de localisation des grumes en forêt après abattage (Bowyer, 1997 ; Barreto et al., 1998). La

réduction significative de la surface terrière et du couvert forestier - dues surtout à la négligence dans la conduite de l'exploitation conventionnelle - se traduit souvent par une colonisation incontrôlée des trouées par les lianes (Pinard et Putz, 1996) ou les graminées (Vieira et al., 2006); et par une augmentation du risque des incendies (Holdsworth et Uhl, 1997 ; Nepstad et al., 2001). Les forêts fortement endommagées par l'exploitation sont, d'ailleurs, le plus souvent abandonnées ou converties en pâturages ou en parcelles agricoles (Nepstad et al., 1999).

L'importance des dégâts de l'exploitation sur le peuplement forestier et sur le fonctionnement de l'écosystème en général a amené la communauté scientifique à proposer des améliorations aux méthodes d'exploitation communément employées (Mattson-Marn et Jonkers, 1981). Des règles strictes basées principalement sur la planification des opérations d'exploitation ont été ainsi établies et ont reçu l'appellation de "Reduced Impact Logging" – RIL ou "Exploitation à Faible Impact" - EFI (Sist, 2000 ; Putz et al. 2008).

Ce type d'exploitation se résume à l'application des activités jadis fondamentales mais peu utilisées dans les pays tropicaux, à savoir : inventaire pré-exploitation et cartographie des arbres exploitables et d'avenir, planification avant exploitation du réseau des routes, des parcs à bois et des pistes de débardage, dégagement des cimes des arbres avec la coupe des lianes avant l'exploitation, abattage directionnel des arbres, rabaissement de la hauteur de découpe, optimisation de l'utilisation des engins forestiers (Dykstra et Heinrich, 1996).

D'innombrables travaux démontrent la supériorité de l'EFI, à un niveau donné de production, par rapport à l'exploitation conventionnelle (FAO, 2004 ; révision de 345 études publiées sur ce thème). Ces travaux montrent qu'une exploitation planifiée amène à une diminution de 30% des arbres endommagés; 50% de dégâts en moins sur la canopée; un réseau de débardage plus réduit et plus efficace (de 50 à 60% plus petit) et l'extraction de tous les arbres abattus (FAO, 2004).

L'EFI est actuellement promue au Brésil et dans d'autres pays tropicaux comme une réponse aux préoccupations nationales et internationales sur la durabilité écologique et économique des activités d'exploitation en forêts naturelles. Son application est nécessaire, car elle réduit considérablement les dégâts sur la forêt, mais elle n'est pas suffisante pour assurer à elle seule la durabilité de l'exploitation. Il existe toujours des incertitudes sur la dynamique de la forêt après l'exploitation et sur sa capacité à reconstituer le stock de bois dans la durée du cycle de rotation défini par la législation

(Fredericksen et Putz, 2003 ; Sist et al., 2003a,b,c ; Sist et Brown, 2004 ; Sist et Ferreira, 2007).

L'économie de l'exploitation forestière

L'application de l'EFI exige des investissements dans la formation des équipes d'exploitation et dans la planification de la récolte, ce qui génère une augmentation de 40% des coûts de l'activité (Boltz et al., 2001). En comparant l'EFI et l'exploitation conventionnelle, Barreto et al. (1998) ont constaté une supériorité financière de la première de l'ordre de US\$ 3,7 par m³ de bois exploité, même en prenant en compte les coûts liés à la formation et à la planification. Toutefois, dans leur étude, l'exploitation planifiée a permis d'augmenter la productivité des opérations d'extraction de 15% et d'exploiter ainsi 30% de volume de bois par hectare en plus, masquant ainsi leur résultat.

Winkler (1997) compare les rendements de ces deux types exploitation et affirme que l'EFI "n'est nécessairement pas plus coûteux" étant donné que les gains environnementaux sont importants. Dans son étude, une comparaison financière entre les méthodes s'est avérée difficile à cause de la disproportion entre les volumes exploités par hectare : 150% plus élevé pour l'exploitation conventionnelle.

Pour éviter le biais dû aux différences entre les volumes extraits par les deux types d'exploitation, Holmes et al. (2002) ont standardisé les paramètres de coûts et de productivité ont conclu par une augmentation de 18% de la rentabilité de l'EFI en comparaison avec la méthode conventionnelle. Malgré cela, ils suggèrent que la faible importance relative de ces gains et les incertitudes liées au marché du bois créerait des résistances dans le changement d'une pratique familière aux entreprises forestières (i.e. l'exploitation conventionnelle) et rentable à court terme.

Cependant la plupart des études concernant les performances économiques de l'exploitation forestières en Amazonie, se limitent à une évaluation ponctuelle inférieure au cycle de coupe de 30 ans préconisé par la loi brésilienne. La seule analyse économique à long terme au Brésil a été menée par Boltz et al. (2001). En utilisant un modèle simple de croissance ils ont démontré, pour un horizon d'un cycle de coupe – 30 ans, la supériorité économique de l'EFI par rapport à une exploitation réalisée sans planification (Tab.2). Cette supériorité est liée principalement à la conservation du stock de bois d'œuvre dans le peuplement résiduel qui a été possible avec l'EFI. Bien que des

revenus net positifs aient été attribués à l'EFI, la relative magnitude de ces gains lors de la première coupe et les incertitudes liées au marché du bois créent des résistances dans le changement d'une pratique 'familiale' aux entreprises forestières (l'exploitation conventionnelle) et rentable à court terme.

Tableau 2. Bénéfice généré (US\$/ha) à différentes périodes par l'exploitation à faible impact et l'exploitation conventionnelle en Amazonie brésilienne (Boltz et al., 2001).

Type d'exploitation	Bénéfice actualisé		Réduction de
	1 ^{er} coupe	2 ^{ème} coupe	
EFI	135,6	70,4	48%
Conventionnelle	102,4	8,9	91%

Les gains environnementaux d'une exploitation planifiée commencent à être considérés par les entreprises forestières comme des atouts pour accéder à des marchés plus sensibles aux pratiques durables et prêts à valoriser les produits issus de l'EFI, à travers par exemple la certification des produits (Putz et Viana, 1996 ; de Camino et Alfaro, 1998).

Le carbone comme ressource

Avec la création du marché international des droits d'émissions de gaz à effets de serre, lors du sommet qui s'est tenu à Kyoto fin 1997, les pays forestiers auraient la possibilité, tout en négociant les droits d'émission, de financer leurs projets de gestion forestière. Le Protocole de Kyoto détermine que pour la période de 2008-2012 (première période d'engagement) les pays industrialisés doivent diminuer leur niveau d'émission en prenant les émissions de l'année 1990 comme point de référence. Pour acquérir des droits d'émission, les pays industrialisés pourraient financer dans les pays du Sud des opérations qui visent à 'stocker' ou à 'épargner' du carbone. Ainsi des projets ayant un effet positif sur la balance d'émission de carbone pourraient être valorisés dans le cadre du Protocole de Kyoto comme par exemple : le boisement et le reboisement de terres (IPCC 2000); le semis d'enrichissement en forêts exploitées (Moura-Costa 1996); la fertilisation en forêt (Hoen et Solberg, 1994); l'agroforesterie (Masera et al 2003); des actions de conservation de massifs forestiers (Moura-Costa et Wilson, 2000 ; Osborne et Kiker, 2005); l'exploitation à faible impact (Healey et al., 2000); et enfin les projets d'aménagement (Karsenty, 1999). Cependant, dans cette première période d'engagement (2008-2012), seuls les projets des boisements et

reboisements seront admis au bénéfice du Mécanisme de Développement Propre – mécanisme dit de flexibilité issu du Protocole.

La conversion des écosystèmes forestiers amazoniens en zones agricole au rythme de 10 à 25.000 km² par an (Fig.2) libère dans l'atmosphère une quantité de carbone équivalent à 0,1-0,3 PgC par an (Houghton et al., 2000 ; Ometto et al., 2005) soit 52% des émissions de CO² du Brésil (Cerri et al., 2000).

La préservation des forêts tropicales peut donc contribuer de façon significative aux efforts de réduction de l'émission gaz à effets de serre, par le simple fait de réduire les émissions dues à la déforestation. Certains pays, dont le Brésil, ont donc proposé la création d'un nouveau mécanisme internationale appelé REDD (acronyme en anglais pour « Réduction des émissions provenant de la déforestation et de la dégradation ») (IPCC, 2007). Ce mécanisme, d'ores et déjà controversé (Moutinho et Schwartzman, 2005 ; Alvarado et Wertz-Kanounnikoff, 2007 ; Karsenty, 2008) a placé la déforestation ainsi que l'aménagement forestier dans les agendas politiques internationaux (CGEE 2008; déclaration de Copenhague 2009). Le concept de valorisation de l'aménagement forestier via REDD - Réduction des Émission liées à la Déforestation et à la Dégradation forestière (IPCC, 2000 ; UNFCCC, 2005) - s'appuie sur le maintien de la couverture forestière et conséquemment du stockage du carbone favorisé par cette activité en comparaison à d'autres types d'usage de la terre comme le pâturage ou la culture du soja (IPCC, 2007). L'utilisation des techniques d'exploitation à faible impact ou des changements sur l'intensité d'exploitation contribuerait d'avantage au stockage du carbone que par une exploitation conventionnelle (Putz et al., 2008). En effet, par rapport à une exploitation conventionnelle, l'EFI permet non seulement de préserver jusqu' à 30% de biomasse en plus mais aussi une accumulation de biomasse plus rapide après exploitation (Pinard et Putz, 1996 ; Pinard et Cropper, 2000). Dans le cadre du REDD on pourrait alors imaginer que les entreprises appliquant l'EFI puissent bénéficier de financements incitatifs.

Les principaux questionnements sur la mise en œuvre du Mécanisme portent sur 1) la forme de financement de l'effort de réduction des émissions (marché carbone versus fonds volontaires) ; 2) les modalités de paiements aux acteurs, du paysan à l'Etat; et finalement 3) le coût d'abattement des émissions de différentes activités et par conséquent le coût qu'un tel effort de réduction peut représenter pour l'économie mondiale (Grieg-Gran, 2008 ; Obersteiner et al., 2006 ; Sathaye et al., 2007). Dans le sixième chapitre, dédié aux analyses économiques de l'exploitation forestière, il sera

proposé une analyse particulière de l'activité dans le cadre du mécanisme REDD. Une estimation du coût marginal d'abattement de la substitution de la déforestation (pratique autorisée au Brésil) par l'aménagement forestier sera proposée dans le chapitre.

Les difficultés de mise en œuvre des mécanismes tels que le MDP et le REDD pour les forêts tropicales sont aussi liées aux incertitudes dans la détermination du stock de carbone et dans la modélisation de la dynamique du carbone dans ces écosystèmes (Pfaff et al., 2000 ; Schulze et al., 2000 ; Hamel et Eschbach, 2001). La gestion du carbone dans les forêts tropicales passe par des connaissances sur sa quantification dans les différents compartiments - biomasse aérienne des arbres, biomasse du sous-bois, biomasse de bois morts, biomasse des racines, biomasse de la litière et carbone du sol – et par la compréhension des différents processus qui guident sa dynamique – croissance, décomposition, allocation (Brown et al., 1989 ; Brown, 1997 ; Malhi et al., 1998 ; Chambers et al., 2000 ; Keller et al., 2004 ; Rice et al., 2004 ; Sotta et al., 2004).

Dans les paragraphes suivants il sera présenté une brève révision sur les études qui ont été menées sur l'évaluation de la biomasse et du stock de carbone dans les forêts tropicales.

Quantification de la biomasse et du carbone dans les forêts tropicales

La participation de chaque compartiment dans les estimations du stock de carbone en forêt varie selon la typologie forestière et le statut de la forêt (primaire, secondaire, exploitée ; Pinard et Putz, 1996 ; Nelson et al., 1999 ; Higuchi et al., 2004 ; Malhi et al., 2004 ; Brandeis et Rojo, 2005 ; Feldpausch et al., 2005 ; Neeff et al., 2005 ; Tab.3).

Plusieurs études montrent qu'une grande partie du stock de carbone dans les sols tropicaux a une dynamique très lente (Trumbore et al., 1995 ; Camargo et al., 1999 ; Bernoux et al., 2002 ; Telles et al., 2003). Cependant sur le court terme, le stockage du carbone dans les écosystèmes tropicaux serait dominé par le processus de dynamique de la biomasse aérienne et de la litière (Phillips et al., 1998 ; Chambers et al., 2001). Le rôle des écosystèmes forestiers amazoniens dans la balance globale de carbone dépend ainsi principalement de la dynamique des arbres des forêts de *terra-firme* (Schimel, 1995 ; Houghton et al., 2000 ; Ketterings et al., 2001). De plus, les arbres concentrent 74% du total de carbone présent dans cet écosystème (Brown et al., 1995).

Les travaux récents concernant la dynamique du carbone dans la biomasse aérienne de la forêt amazonienne se basent principalement sur les données produites par le projet BIONTE et BDFFP de l'INPA (Brésil) et par le projet Rainfor - un réseau international de centres de recherche pour l'étude de la biomasse et de la dynamique amazonienne. Baker et al. (2004) présentent brièvement un historique sur l'évolution de cette problématique et mettent en avant les travaux réalisés par Chambers et al. (2001) et Chave et al. (2001) dans la détermination de la biomasse à une échelle locale. Le modèle proposé par Chave et al. (2001), à partir d'une compilation des travaux d'Araujo et al. (1999) et Brown (1997), utilise les données obtenues à partir de 378 arbres abattus et mesurés dans l'Est de l'Amazonie, tandis que Chambers et al. (2001) ont travaillé dans la région centrale de l'Amazonie à partir d'une base de données de 315 arbres.

Tableau 3. Biomasse aérienne et du sol en forêt de terre ferme de l'Amazonie.

Compartiment		tC/ha	Pourcentage	Références
Biomasse aérienne	Total	143 - 204	100%	Miller et al., 2004 ; Malhi et al., 2009
	Biomasse arbres dhp \geq 10cm	138 - 197	70 - 80%	Rice et al., 2004 ; Feldpausch et al., 2005
	Lianes, arbustes, petits arbres		2 - 3%	Brown, 1997
	Biomasse morte dhp \geq 10cm	10 - 70	6 - 24%	Brown et al., 1995 ; Chambers et al., 2000 ; Gerwing, 2002 ; Keller et al., 2004 ; Rice et al., 2004
	Biomasse morte, feuille, fruits, branches	2 - 4	4 - 5%	Brown, 1997 ; Malhi et al., 2009
Sol	Total	74 - 202	100%	Quesada et al., 2009 ; Malhi et al., 2009
	biomasse racines	30 - 44	21% du total de la biomasse aérienne	Jackson et al., 1996 ; Cairns et al., 1997

La comparaison entre plusieurs équations allométriques souligne le caractère local de leur application (Nelson et al., 1999 ; Barbosa et Ferreira, 2004) mais Baker et al. (2004) en comparant les modèles proposés par Chave et al. (2001) et Chambers et al. (2001) ont suggéré que la prise en compte de la variable densité du bois lors de la formulation de ces équations permettrait leur emploi à une échelle régionale.

Dernièrement, une équipe de 16 scientifiques ont compilé les données obtenues à partir de mesures réalisées sur 2410 arbres et ont développé une équation (équation 1) en prenant en compte la recommandation faite par Baker et al. (2004) ainsi qu'en

incorporant une variable décrivant la variation de la typologie forestière pour la détermination de la biomasse aérienne (Chave et al., 2005) :

Equation 1

$$AGB = \rho \times \exp(a + b(ID) + c(ID)^2 + d(ID)^3)$$

, où AGB est la biomasse aérienne individuelle en kg, ID le logarithme du diamètre (diamètre en cm), ρ la densité spécifique du bois (en g/cm³) et pour les forêts tropicales humides $a = -1,499$; $b = 2,148$; $c = 0,207$; $d = -0,0281$.

S'il existe des incertitudes liées à l'application de cette équation à une échelle régionale (Nogueira et al., 2006), des études récentes l'ayant utilisée pour déterminer la biomasse aérienne sur des sites autres que ceux sur lesquels l'équation a été calibrée valident ses prédictions (Vieira et al., 2008 ; Nogueira, 2008). Elle s'avère un outil intéressant pour être appliqué sur des forêts n'ayant pas d'équation propre de biomasse aérienne (Sanqueta, 2008 ; Lewis et al., 2009).

Il existe une grande lacune dans les connaissances sur la concentration de carbone contenue dans la biomasse ligneuse des arbres des forêts tropicales (cf. Lugo, 1992 ; Kraenzel et al., 2003). Pour Elias et Potvin (2003) sur 31 espèces de forêt tropicale panaméenne, la concentration de carbone dans la biomasse ligneuse des arbres a varié de 44% à 49%. En Amazonie brésilienne, Higuchi et al. (2004) ont montré que la concentration en carbone de 19 espèces amazoniennes variait entre 46 et 53%. Il est traditionnellement accepté, lors de la réalisation d'études sur la dynamique du carbone dans les écosystèmes forestiers que le carbone contenu dans les arbres tropicaux équivaut à 50% du poids sec de leur biomasse (Brown et al., 1989 ; Montagnini et Porras, 1998 ; Malhi et al., 2004).

Sites d'étude et Méthodologie

Sites d'études et données

Cette étude s'est appuyée sur deux sites de recherche: l'un localisé à l'Est de l'Amazonie brésilienne dans la région de Paragominas et l'autre au nord de la Guyane Française.

Brésil

Le site « Rio Capim » de la société CIKEL se situe sur la commune de Paragominas dans l'état du Pará ($3^{\circ}18'$ à $3^{\circ}50'S$ et $48^{\circ}28'$ à $48^{\circ}54'W$; Fig.4). Le relief est légèrement ondulé avec une altitude moyenne de 20m. Les Acrisols et les Ferralsols dominant sur le site (Morais Cruia et al., 1999). Les précipitations moyennes annuelles sont de 2100mm (Fig.5a) avec une saison des pluies se concentrant durant les mois de décembre à mai; et une saison sèche entre les mois de septembre et octobre (Crepani, 2004). Les moyennes annuelles de température et d'humidité relative de l'air sont de $26,3^{\circ}C$ et de 81%, respectivement (EMBRAPA, 1986).

La forêt dense humide recouvre plus de 70% de la zone. Les Lecythidacées, les Sapotacées et les Burseracées sont les familles dominantes avec respectivement 18%, 17% et 8% de la surface terrière totale du peuplement respectivement (Marco, 2008). Les genres dominants sont *Manilkara*, *Lecythis*, *Pouteria*, *Eschweilera* et *Tetragastris*. Les espèces émergentes *Manilkara huberi*, *Piptadenia suaveolens*, *Couratari oblongifolia*, *Hymenaea courbaril* et *Tabebuia impetiginosa* atteignent plus de 40m de haut, la canopée de la forêt culminant à environ 35m. La forêt possède en moyenne 487 individus par hectare (arbres à partir de 10cm de diamètre), une surface terrière de $28,1m^2$ représentant un volume de $355,5m^3$ (Sist et Ferreira, 2007).

La société Cikel Brasil Verde SA possède six unités d'aménagement forestier dans l'Etat du Pará d'une surface totale de 450.000 hectares. Parmi ses unités, deux sont certifiées selon les normes du Forest Stewardship Council (FSC). Le site Rio Capim (Fig.4), certifié FSC, possède une surface de 140.000ha dont 121.000ha réservées à l'exploitation forestière. L'objectif de l'aménagement est la production de sciage et de contreplaqué pour une production annuelle de $50.000m^3$.

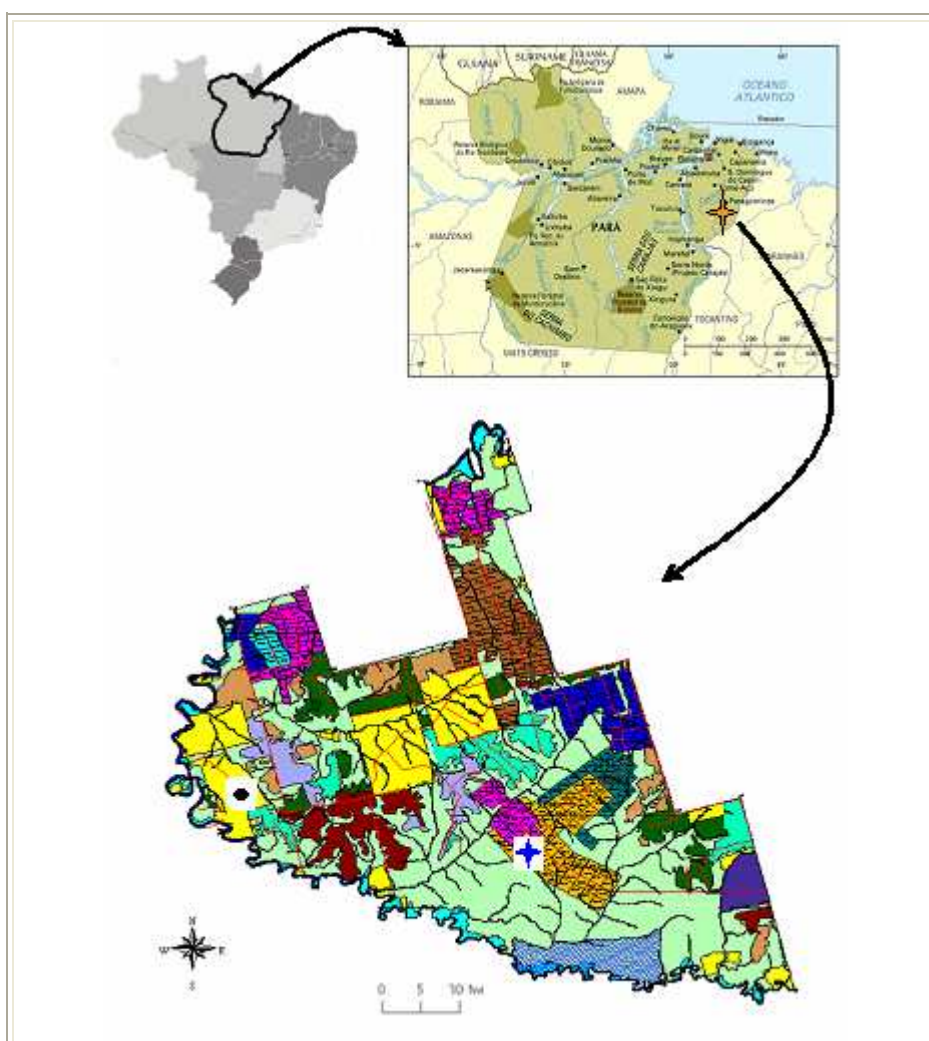


Figure 4. Carte générale de la fazenda Rio Capim dans la commune de Paragominas (étoile orange) et localisation des coupes annuelles divisées en compartiments (chaque couleur représente une unité annuelle), des parcelles permanentes (étoile bleu) et de la scierie (point noir). Surface en jaune = paturages. Carte adaptée de Ferreira, 2005.

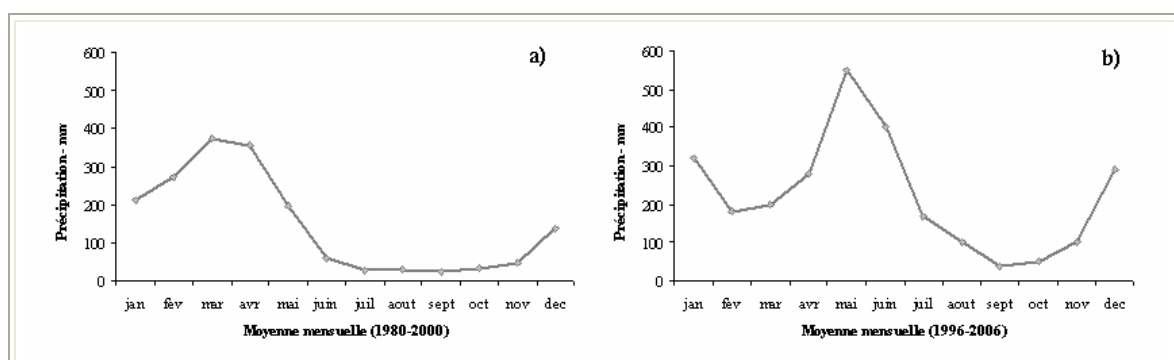


Figure 5. Précipitations (moyenne mensuelle) pour la commune de Paragominas, Etat du Pará, Brésil (a) et pour le site de Paracou, Guyane Française (b). Sources : Paragominas - Crepani (2004), Paracou <http://ecofog.cirad.fr/fr/meteo/index.htm>.

L'organisation de l'exploitation

La surface annuelle d'exploitation – appelée Unité de Production Annuelle UPA – peut être modulée selon le carnet de commandes de la société, cependant elle ne dépasse pas 5.000ha par an. Chaque UPA est divisée en Unités de travail (UT) en général de 100ha (Fig.6).

Au total six différentes équipes sont employées pour l'exploitation d'une UT :

1. Six mois avant l'exploitation, une première équipe réalise l'inventaire et la cartographie des arbres à exploiter. Cette équipe est aussi responsable pour la coupe des lianes à la périphérie des arbres sélectionnés pour l'abattage.
2. Lors de l'exploitation, une équipe composée d'un bûcheron et d'un assistant localise grâce à la carte d'inventaire les arbres à abattre. Avant l'abattage est réalisé le test du « creux » : tout individu possédant une cavité à l'intérieur du tronc n'est pas exploité. Si l'arbre est jugé exploitable il est abattu en utilisant les techniques d'abattage directionnel de telle sorte à ce que l'arbre abattu tombe dans une direction facilitant l'extraction de la grume et évitant les arbres d'avenir.
3. Trois jours plus tard, une troisième équipe composée aussi d'un bûcheron et de son assistant débite les arbres abattus en grumes de 5m de longueur.
4. Elle est suivie par l'équipe responsable de la matérialisation des pistes de débardage dans l'UT qui réalise l'inventaire des grumes et marque sur le terrain et une carte le tracé des pistes de débardage.
5. La cinquième équipe formée par deux débardeurs est responsable de l'extraction de grumes jusqu'au parc à bois. Enfin une sixième équipe est responsable de répertorier, en parcourant l'UT, les dégâts liés à l'exploitation.

L'intensité de coupe est en moyenne de 6 tiges par hectare à partir d'un diamètre d'exploitabilité de 55cm (Sist et Ferreira, 2007). Actuellement plus de 50 espèces sont exploitées sur le site Rio Capim, mais dix d'entre elles représentent 50% de toute la production: *Manilkara huberi*, *Parkia spp.*, *Hymenaea courbaril*, *Euxylophora paraensis*, *Astronium lecointei*, *Couratari guianensis*, *Caryocar villosum*, *Brosimum parinarioides*, *Trattinickia burseraefolia* et *Nectandra rubra*, par ordre d'importance du volume exploité.

Dispositif expérimental de la Cikel

Pour le suivi de la dynamique forestière et la quantification des dégâts associés à l'exploitation forestière, 18 parcelles d'un hectare chacune (100 x 100m) ont été implantées au sein d'une UT exploitée en août 2004 (Sist et Ferreira, 2007). Ces parcelles sont groupées par neuf dans deux transects (Fig.6).

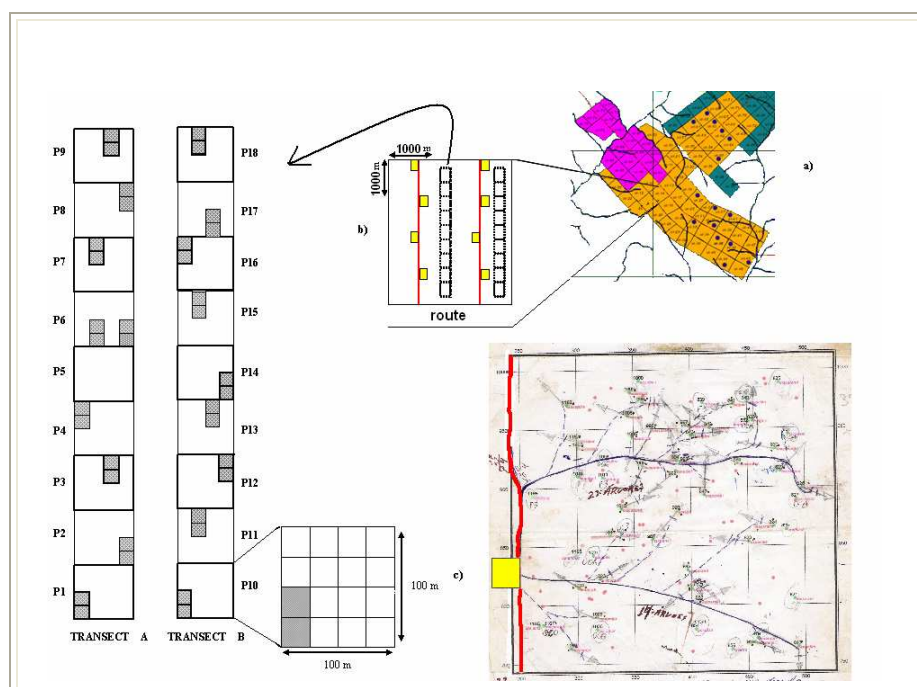


Figure 6. Les différentes Unités de Production Annuelle (a) sont sous divisées en Unités de travail de 100ha (b). Chaque Unité de travail possède deux routes secondaires (en rouge) reliées à huit parcs à grumes (en jaune). Les deux transects (pointillés dans b) ont été disposés à l'intérieur de l'Unité de travail 14 de l'Unité de Production Annuelle 7. Chaque transect possède 9 parcelles de 100 x 100m (P1, P2...), dans chaque parcelle deux sous-parcelles de 25 x 25m (en gris dans la parcelle détaillée) sont dédiées à l'inventaire des individus à partir de 10cm. Des pistes de débardage reliées à un parc à grumes sont illustrées sur c). Figure adaptée de Ferreira 2005.

Dans les parcelles tous les arbres ayant un diamètre à hauteur de poitrine (dhp) égal ou supérieur à 20cm ont été inventoriés. Les tiges d'un diamètre compris entre 10 et 20 cm ont été inventoriées dans deux sous-parcelles contigües de 25 x 25m (en gris dans les transects de la Fig.6) choisies de façon aléatoire au sein de chaque parcelle. La marque de la mesure du diamètre a été matérialisée sur chaque arbre avec de la peinture rouge. Les informations recueillies lors des différents campagnes d'inventaire ont porté sur: le diamètre, le statut de l'arbre (vivant ou type de mortalité), la forme et la position du houppier, enfin les dégâts éventuels sur le tronc ou sur le houppier (Sist et Ferreira, 2007 ; Marco, 2008). Le premier inventaire a eu lieu en mai 2004 et les suivants en mai 2005, novembre 2006 et février 2008. La base compte actuellement 4405 arbres.

Guyane française

Le site de Paracou en Guyane Française

Le dispositif de Paracou (5°15' N, 52°55' W) est implanté sur une concession accordée au CIRAD sur la commune de Sinnamary en Guyane Française (Fig.7). Le relief est légèrement ondulé avec une altitude variant entre 20 et 50m. Les sols sont principalement des Acrisols, développés sur la série des schistes de Bonidoro. Ce sont des sols argileux à sablo-argileux à drainage principalement superficiel. Les précipitations moyennes annuelles sont de 2980mm avec une longue saison sèche entre les mois d'août et novembre (Fig.5b). Les moyennes annuelles de température et d'humidité relative sont de 26,2°C et de 64%, respectivement (Epron, 2006).

La forêt dense humide appartient au faciès à *Caesalpinaceae* (Sabatier et Prévost, 1989) dominé par les genres *Eperua*, *Eschweilera*, *Licania*, *Qualea* et *Lecythis*. Les familles, *Caesalpinaceae*, *Lecythidaceae* et *Sapotaceae* représentent respectivement 25, 14 et 8% de la surface terrière totale. Il s'agit d'une forêt de hauteur moyenne de 30m avec des arbres émergents de 40m de haut. On dénombre 620 individus par hectare (arbres à partir de 10cm de dhp) avec une surface terrière de 31,3m² et un volume de bois de 341,8m³.

Le dispositif de Paracou et l'exploitation

Le site a été implanté en 1984 par le Centre Technique Forestier Tropical avec l'objectif d'étudier la réponse du peuplement forestier à l'exploitation forestière. Les principaux questionnements portaient sur les possibilités de reconstitution du stock après exploitation et sur les mesures à mettre en œuvre pour assurer une production soutenue de la ressource (Schmitt, 1989).

Trois traitements sylvicoles ont ainsi été appliqués :

- T1) exploitation du bois d'œuvre à partir des 58 espèces potentiellement commerciales en respectant le diamètre d'exploitabilité variable selon l'espèce : dhp \geq 50 ou 60 cm;
- T2) identique au T1 avec en plus une dévitalisation par la technique des entailles malaises de tous les arbres d'essences secondaires ou principales déclassées ayant un dhp \geq 40 cm;

T3) identique au T1 avec en plus une exploitation de bois d'énergie pour des arbres de dhp compris entre 40 et 50cm et dévitalisation des arbres sans valeur commerciale de dhp ≥ 50 cm.

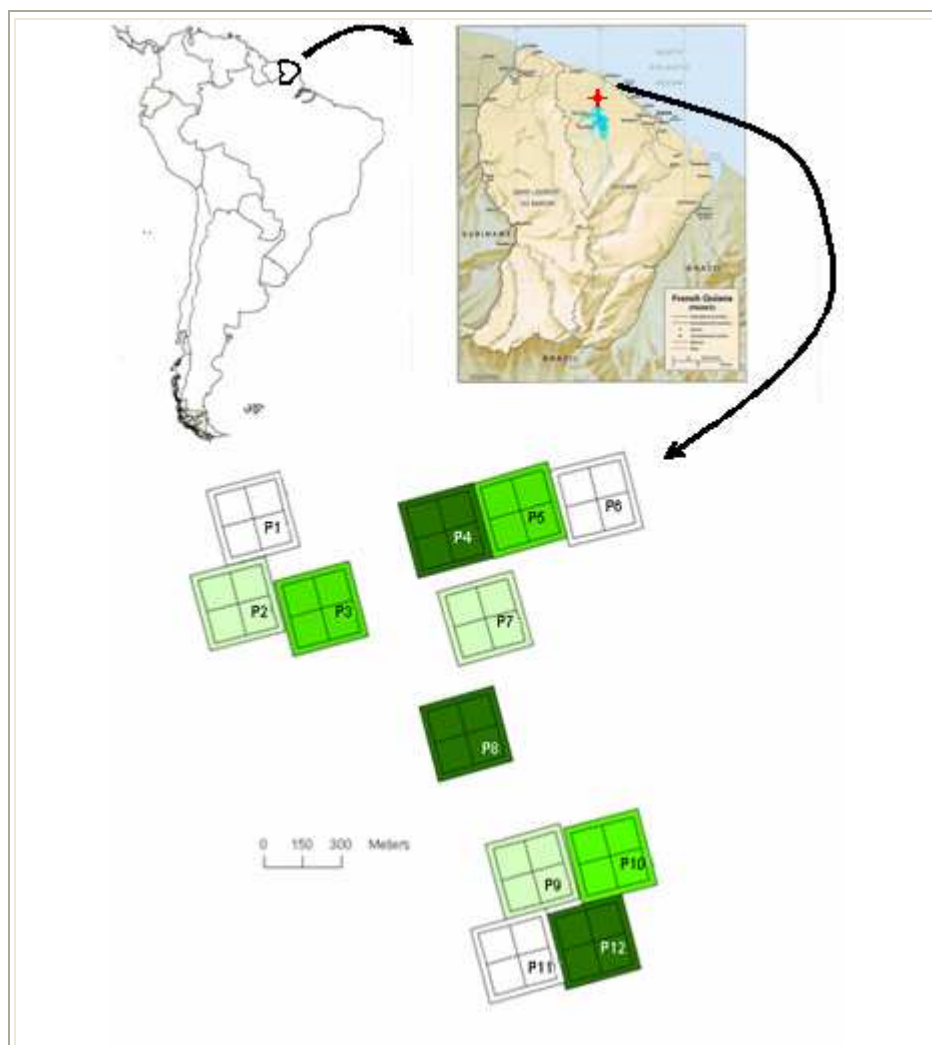


Figure 7. Carte du dispositif expérimental de parcelles permanentes de Paracou en Guyane française

Chaque traitement a été appliqué sur trois parcelles de 6,25ha (250 x 250m). Après trois campagnes d'observations et de mesures (1984, 1985 et 1986) les parcelles ont été soumises à l'exploitation entre 1986 et 1987 et à la dévitalisation entre 1987 et 1988. Le dispositif possède aussi trois parcelles témoins où aucun traitement sylvicole n'a été appliqué (Fig. 7).

En moyenne 10 tiges par hectare ont été exploitées pour le bois d'œuvre dans les parcelles traitées. La réduction de la surface terrière a été de l'ordre de 18%, 37% et 45% pour les traitements 1, 2 et 3 respectivement. Deux parcs à grumes ont été installés à proximité des parcelles, l'abattage n'a pas été orienté et le test de vérification de la

présence de troncs creux avant abattage n'a pas été effectué. Aucun plan de débardage avec tracé préalable des pistes n'a été réalisé, le conducteur du skidder opérait à sa guise.

Quatre espèces ont représenté 50% du volume total abattu, par ordre décroissant d'importance: *Qualea rosea*, *Sextonia rubra*, *Dicorynia guianensis* et *Symphonia* sp1.

Analyse des données de la mortalité et du recrutement sur le site de Paracou

Tous les arbres de diamètre égal ou supérieur à 10cm (dhp) ont été inventoriés dans les 12 parcelles de 6,25ha. Depuis 1984, la circonférence a été mesurée tous les ans jusqu'en 1995 et à partir de cette date tous les deux ans. Au total, 86% des arbres ont été identifiés par leur nom botanique. Leur positionnement au sein des parcelles a aussi été déterminé. A chaque inventaire les arbres morts sont classés selon deux types de mortalité : naturelle (morts sur pied, chablis primaires, arbres entraînés par la chute d'autres arbres) ou artificielle (arbres abattus ou morts à la suite des dégâts, dévitalisés). Les arbres passant le seuil de pré-comptage de 10cm de diamètre sont considérés comme des recrûs.

La base de données rassemble 69322 arbres, et compte actuellement 200 espèces ou groupes d'espèces (EGE). Des inventaires botaniques suggèrent cependant que ce nombre serait sous-estimé, et qu'au minimum 600 espèces existeraient sur le site (Gourlet-Fleury 2004). Des inventaires plus détaillés ont déjà été réalisés (Molino et Sabatier 2001), mais il reste encore des EGE regroupant plusieurs espèces différentes, tels que : *Inga* spp. (11 espèces), *Licania* spp. (9 espèces), *Miconia* spp. (8 espèces), *Tovomita* spp. (8 espèces), *Vismia* spp. (4 espèces), *Protium* spp. (9 espèces), *Ocotea* spp. (6 espèces appelées par leur nom vernaculaire « cèdres »). Nous n'avons pas exclu ces EGE de notre jeu de données, ils ont été utilisés dans la modélisation de la mortalité et du recrutement.

Les données du site de Paracou ont été utilisées pour la création des modèles de mortalité et de recrutement. Ces modèles ont été ensuite implementés au sein d'un simulateur de dynamique forestière appelé SELVA, créé par Gourlet-Fleury (1997).

Matériel - Le simulateur SELVA

Le simulateur SELVA (Gourlet-Fleury, 1997) est composé d'un ensemble de modèles qui décrivent les règles de vie des arbres d'un peuplement : croissance, mortalité et recrutement. Les modèles sont individu-centré et spatialement explicites. Au total Selva comprend 14 modèles de croissance, 4 modèles de mortalité et 1 modèle de recrutement.

Les modèles de croissance prédisent l'accroissement diamétrique d'un arbre à partir de son diamètre (« comportement moyen », CM) et des indices de compétition local (« facteur modificateur », FM). Chaque espèce est décrite par l'un des 14 modèles de croissance, qui ont la forme suivante :

Equation 2

$$\text{Log}(I + 0,287) = \text{Log}[CM_i] + \text{Log}[FM_i]$$

et,

Equation 3

$$\text{Log}(CM_i) = \text{Log}(a) + \text{Log}(D_i) + \text{Log}[\text{Log}(k) - \text{Log}(D_i)]$$

où a , k , sont des paramètres estimés, I est l'accroissement diamétrique en cm, D le diamètre de l'arbre de l'espèce i en cm. Au total 3 indices de compétition sont utilisés comme FM : 1) NBD le nombre d'arbres présents dans un rayon de 30m autour du sujet et ayant une taille plus grande que le sujet; 2) ΔNBD est l'évolution de NBD sur trois ans ; et 3) ΔNBT est l'évolution sur trois ans du nombre $Total$ d'arbres présents autour du sujet. La forme et le nombre d'indices utilisés dans la formulation du FM dépend de l'espèce i .

Les modèles de mortalité prédisent la probabilité d'un arbre de mourir sur pied, par chablis ou par chablis complexe (chablis générés par plusieurs arbres au bord d'une trouée pré-existante), en fonction de l'accroissement passé en diamètre et d'un indice de compétition locale. Pour toutes les espèces il y a un seul modèle logistique de mort sur pied, un de chablis et un de chablis complexe, avec la configuration ci-dessous :

Equation 4

$$P(m_{ij}) = \frac{e^{(a*I+b*STT+c)}}{1+e^{(a*I+b*STT+c)}}$$

Où a et b sont des paramètres estimés, $P(m)$ est la probabilité d'un individu i de mourir par le type de mortalité j (mort sur pied, chablis ou chablis complexe), I est l'accroissement diamétrique en cm, et STT la surface terrière des arbres présents dans un rayon de 30m autour du sujet.

Le quatrième modèle de mortalité est une règle qui prédit de façon purement déterministe le nombre de morts générés par la chute d'un arbre. Ce nombre est déterminé à partir du diamètre du chablis.

Le modèle logistique de recrutement prédit la probabilité d'apparition de nouveaux individus de 10cm de diamètre au sein d'un plateau de 10x10m (100m²) en fonction d'un indice de compétition local calculé sur une placette de 30x30m (900m²). Les nouveaux recrues ne sont pas affectés à une espèce particulière, mais considérés comme appartenant à une espèce indéterminée, appelée 'espèce grise'. Le modèle de recrutement s'exprime ainsi :

Equation 5

$$P(R_n) = \frac{e^{(a*STT+b)}}{1+e^{(a*STT+b)}}$$

Où a et b sont des paramètres estimés, $P(R_n)$ la probabilité de recruter n individus ($0 \leq n \leq 5$) dans le plateau de 100m² et STT la surface terrière de tous les arbres de la placette de 900m².

Le simulateur fonctionne avec un pas de temps de trois ans, appelé cycle de simulation. Les grandes lignes des actions qui s'enchaînent pendant la simulation sont décrites ci-dessous:

- 1) Mise en place de l'environnement de simulation. Il s'agit du support de la simulation, constitué par une parcelle carrée de superficie variable. Le support peut être une parcelle vide ou alors une des 12 parcelles du dispositif de Paracou. Mise en œuvre du quadrillage de la parcelle en plateaux de 100m²;

- 2) Calcul des indices de compétition pour chaque plateau (modèle de recrutement) et chaque arbre présent dans la parcelle (modèles de mortalité et croissance) ;
- 3) Application des modèles de croissance et de mortalité sur chaque arbre. Décision sur la règle à suivre pour chaque arbre : mourir de différentes manières ou accroître son diamètre;
- 4) Application du modèle de recrutement et détermination de la localisation des nouveaux recrutés;
- 5) Mise à jour de la parcelle. Elimination des arbres morts, inclusion des arbres recrutés et changement du diamètre des arbres vivants;
- 6) Fin du cycle de simulation. Si le nombre d'itérations fixé au départ a été atteint, des fichiers de sortie sont créés avec les effectifs totaux, la surface terrière cumulée, les effectifs morts pour chaque type de mortalité et les effectifs recrutés. Le cas échéant, retour à l'étape 2.

SELVA possède aussi une interface de réalisation d'interventions sylvicoles sur le peuplement. On peut ainsi choisir d'exploiter des arbres commerciaux ou appliquer une éclaircie sélective.

Le Simulateur a déjà fait l'objet de plusieurs publications (Gourlet-Fleury, 1999 ; Gourlet-Fleury et Houllier, 2000; Gourlet-Fleury et al., 2004 ; Gourlet-Fleury et al., 2005 ; Wernsdörfer et al., 2008). Les principaux résultats obtenus avec le simulateur ont été 1) la recommandation des nouveaux régimes d'exploitation pour *Dicorynia guianensis* en Guyane Française (Gourlet-Fleury et al., 2005), 2) la reconnaissance de l'importance d'une bonne identification botanique et de la prise en compte du voisinage plus ou moins proche de l'arbre pour la modélisation de l'accroissement (Gourlet-Fleury et Houllier, 2002), et finalement 3) l'importance de la modélisation de la mortalité de jeunes plants pour les simulations à long terme du peuplement de *D. guianensis* (Wernsdörfer et al., 2008).

Méthodes pour l'analyse de la durabilité écologique et économique de l'exploitation forestière

L'évaluation de la durabilité de l'exploitation forestière a été réalisée à partir des comparaisons entre le peuplement avant exploitation et après exploitation. Trois intensités d'exploitation ont été simulées : 3, 6 et 9 tiges par hectare et deux régimes de coupes : une seule coupe et coupes multiples à chaque 30ans (à savoir la longueur du

cycle de coupe réglementée au Brésil, voir aussi page 7). Des simulations ont été portées à des horizons de plus de 100 ans.

L'analyse de la durabilité écologique s'est appuyée sur le concept de critères et indicateurs proposé par le CIFOR (2000) et par l'OIBT (2005) en prenant en compte les vérificateurs suivants :

- la structure de la forêt est maintenue dans la gamme des variations naturelles;
- la distribution des classes de diamètre ne présente pas de changements significatifs en comparaison à celle résultant de la variation naturelle;
- la distribution de la biomasse aérienne ne présente pas de changements significatifs avec la forêt non perturbée; et
- la richesse spécifique et le rapport entre la composition en espèces forestières matures et celle en espèces secondaires ne présentent pas de changements significatifs en comparaison avec une forêt non perturbée.

En ce qui concerne l'évaluation économique, l'analyse s'est basée sur le cas de la société CIKEL Brasil Verde Ltda qui produit essentiellement des sciages et du contreplaqué vendus à 50% sur le marché brésilien et 50% sur le marché international. La quantification des coûts et des recettes liés à l'exploitation forestière a été réalisée pour l'exercice 2008. Les coûts ont été séparés en coûts d'implantation, d'exploitation, de transformation des grumes et de transport des bois sciés au port de Belém (capitale de l'état du Pará). Les recettes ont été calculées pour chaque produit et chaque espèce à partir du prix FOB: prix de la marchandise chargée sur le bateau au départ du port de Belém. Les données ont été fournies par la société.

Le taux d'actualisation du capital utilisé est de 10% et correspond au taux de financement des projets forestiers au Brésil, TJLP (Taxa de Juros de Longo Prazo – BACEN, 2009). L'évaluation de la viabilité économique s'est focalisée uniquement sur l'analyse financière du projet d'exploitation forestière, à savoir l'analyse des flux monétaires réels de sortie (coûts) et d'entrée (recettes) (Rosenfeld, 1963 ; Gregersen et Contreras, 1994). Deux groupes d'indices financiers ont été utilisés pour évaluer la viabilité économique de l'exploitation forestière pratiquée par la CIKEL (Calvet et al., 1997 ; Peyron, 2002, Tab. 4):

- les indices de rentabilité:
 - BASI – bénéfice actualisé à séquence infinie, aussi connu sous le nom de 'critère de Faustmann';

- BAS – bénéfice actualisé simple
- les indices de productivité:
 - VM – volume moyen annuel ; et
 - RM – revenu moyen annuel.

Tableau 4. Représentation mathématique des indices utilisés dans l'évaluation de l'exploitation forestière.

BASI	BAS	VM	RM
$\frac{\sum_{i=0}^n (R_i - D_i) \times (1+r)^{n-i}}{r}$	$\sum_{i=0}^n \frac{(R_i - D_i)}{(1+r)^i}$	$\frac{(Vol_p)}{(n)}$	$\frac{(R_p)}{(n)}$

Où, i est l'année, n est la durée du projet en années, R et D sont respectivement les recettes et dépenses vérifiées à l'année i , r est le taux d'actualisation, Vol est le volume de bois produit par le projet p .

Références bibliographiques - Partie I

- Ab'Sáber A.N., 1989. Zoneamento ecológico e econômico da Amazônia: questão de escala e método. *Revista Estudos Avançados*, 5, 4-20
- ACRE, 2000. *Zoneamento ecológico-econômico: recursos naturais e meio ambiente - documento final, 1ª fase*. Rio Branco, Governo do Estado do Acre, pp. 37-49. Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre, SECTMA, v.1
- Alvarado X.L.R., Wertz-Kanounnikoff S., 2007. Why are we seeing "REDD"? An analysis of the international debate on reducing emissions from deforestation and degradation in developing countries. *Analyses*, 02/2007, Iddri
- Amaral P., Veríssimo A., Barreto P. and Vidal E., 1998. *Floresta para sempre: um manual para a produção de madeira na Amazônia*. Belém, Imazon, 155 p.
- Araújo T.M., Higuchi N., Carvalho J.A., 1999. Comparison of formulae for biomass content determination in a tropical rainforest site in the state of Para, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 117, 43-52
- Arima E., Barreto P. and Brito M., 2005. *Pecuária na Amazônia: Tendências e implicações para a conservação ambiental*. Belém, Pará, Brazil, Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, <http://www.imazon.org.br> [consulté en août 2008]
- Azevedo C.P., 2006. *Dinâmica de florestas submetidas a manejo na Amazônia oriental: experimentação e simulação*. Ph. D. Thesis, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, Brésil, 254 p.

- BACEN (Banco Central do Brasil), 2009. Taxa de Juros de Longo Prazo. Brasília, BACEN,. <http://www.bcb.gov.br> [consulté le 07/2009]
- Baker T.R., Phillips O.L., Malhi Y. et al., 2004. Increasing biomass in Amazonian forest plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, B359, 353–365
- Banco da Amazônia, 2006. *Manual de orientação do credenciado*. Belém, Pará, FNO/FAT/OGU, 113p, Setor rural.
- Barbosa R.I., Ferreira C.A.C., 2004. Biomassa acima do solo de um ecossistema de “campina” em Roraima, norte da Amazônia Brasileira. *Acta Amazonica*, 34(4), 577-586
- Barreto P., Amaral P., Vidal E. et Uhl C., 1998. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 108 (1-2), 9-26
- Barros A.C., Uhl C., 1995. Logging along the Amazon River and estuary—patterns, problems and potential. *Forest Ecology and Management*, 77, 87–105
- Bastos da Veiga J., Tourrand J-F., Quanz D., Sist, P., Scopel, E., Alves A.M. 2007. La longue marche de l’agriculture durable en Amazonie. *La Recherche*, 406, 29
- Bernoux M., Carvalho M.D.S., Volkoff B. and Cerri C.C., 2002. Brazil's soil carbon stocks. *Soil Science Society of America*, 66, 888-896
- Boltz F., Carter D.R., Holmes T.P. et Pereira Jr. R., 2001. Financial returns under uncertainty for conventional and reduced-impact logging in permanent production forests of the Brazilian Amazon. *Ecological Economics* 39, 387-398
- Bowyer J.L., 1997. Strategies for ensuring the survival of tropical forests: can logging be one of them? *Forest Products Journal* 47(2), 15-24
- Brandeis T.J. and Suárez Rozo M.R., 2005. Effects of model choice and forest structure on inventory-based estimations of Puerto Rican forest biomass. *Caribbean Journal of Science* 41, 250-268
- BRASIL, 2001. *Medida Provisória n° 2166-67, du 24 août 2001*. Altera os arts. 1o, 4o, 14, 16 e 44, e acresce dispositivos à Lei no 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o Código Florestal, bem como altera o art. 10 da Lei no 9.393, de 19 de dezembro de 1996, que dispõe sobre o Imposto sobre a Propriedade Territorial Rural - ITR, e dá outras providências. Diário Oficial da União do 25 août 2006, Brasília, p. 19, Edição Extra Seção 1
- BRASIL, 2006. *Lei 11.284/2006, du 2 mars 2006*. Dispõe sobre a gestão de florestas públicas para a produção sustentável; institui, na estrutura do Ministério do Meio Ambiente, o Serviço Florestal Brasileiro - SFB; cria o Fundo Nacional de Desenvolvimento Florestal - FNDF; altera as Leis n^{os} 10.683, de 28 de maio de 2003, 5.868, de 12 de dezembro de 1972, 9.605, de 12 de fevereiro de 1998,

4.771, de 15 de setembro de 1965, 6.938, de 31 de agosto de 1981, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973; e dá outras providências. Diário Oficial da União do 3 de março de 2006, Brasília. p. 1, Seção 1

- Brosius J.P., Tsing A.L. and Zerner C., 2005. *Communities and conservation: Histories and politics of community-based natural resource management*. Lanham EUA, Altamira Press, 512 p.
- Brown I.F., Martinelli L.A., Thomas W.W. et al., 1995. Uncertainty in the biomass of Amazonian forests: An example from Rondônia, Brazil. *Forest Ecology and Management* 75, 175-189
- Brown S., Gillespie A. and Lugo A., 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest Science* 35, 881-902.
- Brown, S., 1997. *Estimating biomass and biomass change of tropical forests*. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 55 p. FAO Forestry Paper 134
- Bulkan J., 2004. Land-Use Planning and Social Aspects of Sustainable Forest Management. *KACIKE: The Journal of Caribbean Amerindian History and Anthropology* [On-line Journal], <http://www.kacike.org/BulkanTropenbosA.html> [consulté le 20/05/2009]
- Cairns M.A., Brown S., Helme E.H., Baumgardner G.A., 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111, 1-11
- Calvet P., Lemoine B. et Peyron J.-L. 1997. Taux d'actualisation et conduite sylvicole des peuplements forestiers : un exemple dans le cas du pin maritime en France. *Canadian journal of forest research* 27(8): 1268-1275
- Camargo P.B., Trumbore S.E., Martinelli L.A. et al., 1999. Soil carbon dynamics in regrowing forest of eastern Amazonia. *Global Change Biology* 5, 693-702
- de Camino R. et Alfaro M., 1998. *Certification in Latin America: Experience to Date*. London, Overseas Development Institute, 28p. Rural Development Forestry Network Paper 23c.
- Castro C., 2006. *A Amazônia e defesa nacional*. Rio de Janeiro, Brésil, Editora FGV.
- Cerri C.C., Bernoux M., Arrouays D. et al., 2000. Carbon pools in soils of the Brazilian Amazon. p. 33-50. In Lal et al. (eds.) *Global climate change and tropical ecosystems*. Boca Raton, USA, CRC Press.
- CGEE, 2008. Manual de Capacitação sobre Mudança do Clima e Projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). Brasília, Brasil, Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, 276 p.
- Chambers J.Q., Higuchi N., Schimel J.P. et al. 2000. Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests of the central Amazon. *Oecologia* 122, 380-388

- Chambers J.Q., dos Santos J., Ribiero R.J., and Higuchi N., 2001. Tree damage, allometric relationships, and aboveground net primary production in a central rainforest. *Forest Ecology and Management* 152, 73–84
- Chambers J.Q., Higuchi N., Tribuzy E.S. and Trumbore S.E., 2001. Carbon sink for a century. *Nature* 410, 429
- Chave J., Riéra B. and Dubois M.-A., 2001. Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. *Journal of Tropical Ecology* 17, 79-96
- Chave J., Andalo C., Brown S. et al., 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145(1), 87-99
- CIFOR, 2000. *Manuels de critères et indicateurs pour la gestion durable des forêts*. Montpellier, France, Center for International Forestry Research version française publié par le Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement – CIRAD.
- Costa L.P., Leite Y.L.R., Mendes S.L. and Ditchfield D., 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. *Megadiversidade* 1(1), 103-112
- Crepani E., Medeiros J.S. et Palmeira A.F. 2004. *Intensidade pluviométrica: uma maneira de tratar dados pluviométricos para análise da vulnerabilidade de paisagens à perda de solo*. INPE, São José dos Campos, 30 p.
- Dykstra D.P. and Heinrich R., 1996. *Forest codes of practice: contributing to environmentally sound forest operations*. Rome, Italie, Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAO Forestry Paper N° 133
- Elias M. and Potvin C., 2003. Assessing inter- and intra-specific variation in trunk carbon concentration for 32 neotropical tree species. *Canadian Journal of Forest Research* 33, 1039-1045
- EMBRAPA. 1986. Normais climatológicas de Paragominas no período de 1980 a 1988. Centro de Pesquisa Agropecuária do Trópico Úmido, Laboratório de climatologia Belém.
- EMBRAPA 2007. Zoneamento ecológico-econômico da rodovia BR-163. Brasília, EMBRAPA. <http://zeebr163.cpatu.embrapa.br>, [consulté le 07/2009]
- Epron, D., Bosc A., Bonal D. and Freycon V., 2006. Spatial variation of soil respiration across a topographic gradient in a tropical rain forest in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 22, 565–574
- FAO, 2004. *Reduced impact logging in tropical forests: literature synthesis, analysis and prototype statistical framework*. Rome, Italie, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 287p. Forest Harvesting and Engineering Working Paper n° 1

- FAO, 2005. Global forest resources assessment 2005: Progress towards sustainable forest management. Rome, Italie, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 40 p. FAO Forestry Paper 147
- Fearnside P.M., 1989. *Ocupação Humana de Rondônia: Impactos, Limites e Planejamento*. Relatórios de Pesquisa N°5, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Brasília, Brasil. 76 pp.
- Fearnside P. M., 2008. The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia. *Ecology and Society* **13**(1): 23. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss1/art23/>
- Feldpausch T.R., Jirka S., Passos C.A.M. et al., 2005. When big trees fall: damage and carbon export by reduced impact logging in southern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 219(2-3), 199-215
- Ferreira L.V., Venticinque E. and Almeida S., 2005. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. *Estudos Avançados* 19 (53), 157-166
- Ferreira, F. 2005. *Análise da sustentabilidade do manejo florestal com base na avaliação de danos causados por exploração de impacto reduzido (EIR) em floresta de terra firme no município de Paragominas (Pará)*. Mestrado da Universidade Federal Rural da Amazonia, Manaus, 81 p.
- Fredericksen T.D. and Putz F.E., 2003. Silvicultural intensification for tropical forest conservation. *Biodiversity and Conservation* 12(7), 1445-1453
- Garrido Filha I., 2002. Manejo florestal: questões econômico-financeiras e ambientais. *Estudos Avançados* 16(45), 91-106
- Gentry A.H., 1992. Tropical forest biodiversity distributional patterns and their conservational significance. *Oikos* 63(1), 19-28
- Gerwing J.J., Johns J.S. and Vidal E., 1996. Reducing waste during logging and log processing: forest conservation in eastern Amazonia. *Unasylva* 47(187), 17-25
- Gerwing J.J., 2002. Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 157, 131–141
- Gourlet-Fleury S., 1997. *Modélisation individuelle spatialement explicite de la dynamique d'un peuplement de forêt dense tropicale humide (dispositif de Paracou, Guyane française)*. Ph.D. Thesis, Université Lyon 1, Villeurbanne, France, 274 p.
- Gourlet-Fleury S. 1999. Individual-based spatially explicit modelling of forest stands in French Guiana. In: Laumonier, Y., King, B., Legg, C., Rennolls, K. (Eds.), Proceedings of the international conference: Data Management and Modelling Using Remote Sensing and GIS for Tropical Forest Land Inventory, Jakarta, Indonesia, October 26–29, pp. 473–490.

- Gourlet-Fleury S., Houllier F. 2000. Modelling diameter increment in a lowland evergreen rain forest in French Guiana. *Forest Ecology and Management* 131(1): 269-289.
- Goulert-Fleury S., Ferry B., Molino J.-F. et al., 2004. Experimental plots: key features. In: *Ecology and Management of a Neotropical Rainforest. Lessons drawn from Paracou, a long-term experimental research site in French Guiana*. Paris, Elsevier, pp. 3-60
- Gourlet-Fleury S., Cornu G., Jéssel S., Dessard H., Jourget J.G., Blanc L., Picard N. 2005. Using models to predict recovery and assess tree species vulnerability in logged tropical forests: A case study from French Guiana. *Forest Ecology and Management* 209: 69-86.
- Govaerts R., 2001. How Many Species of Seed Plants Are There? *Taxon* 50(4), 1085-1090
- Gregersen H. and Contreras A., 1994. *Evaluation économique des impacts des projets forestiers*. Rome, Italie, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture – FAO, FAO Forestry Paper 106
- Grieg-Gran M., 2008. *The cost of avoiding deforestation. Update of the report prepared for the Stern Review of the Economics of Climate Change*. London, IIED, 25 p.
- Hamel O. and Eschbach J.M., 2001. Potential impact of the Clean Development Mechanism on the future of tree crops. *Ocl-Oleagineux Corps Gras Lipides* 8, 599-610
- Healey J.R., Price C. and Tay J., 2000. The cost of carbon retention by reduced impact logging. *Forest Ecology and Management* 139, 237-255
- Higuchi, N., 1987. *Short-term growth of an undisturbed tropical moist forest in the Brazilian Amazon*. Ph. D. Thesis, Michigan State University, East Lansing, 129 p.
- Higuchi N., Chambers J., dos Santos J. et al., 2004. Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da amazônia central. *Floresta* 34 (3), 295-304
- Hoen H.F. and Solberg B., 1994. Potential and economic efficiency of carbon sequestration in forest biomass through silvicultural management. *Forest Science* 40, 429-451
- Holdsworth A.R. and Uhl C., 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. *Ecological Applications*. 7, 713-725
- Holmes T.P., Blate G.M., Zweede J.C. et al., 2002. Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 163(1-3), 93-110

- Houghton R.A., Skole D.L., Nobre C.A. et al., 2000. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. *Nature* 403, 301-304
- IDEFLOR, 2008. *Ideflor, Embrapa e Funpea firmam convênio*. IDEFLOR, <http://www.ideflor.pa.gov.br/index.php?q=node/209>, [consulté le 18/07/2009]
- IBAMA, 2006. *Metodologia e o respectivo modelo de relatório de vistoria com a finalidade de subsidiar a análise dos Planos de Manejo Florestal Sustentável*. Brasília, Brésil, Diretoria de Florestas, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Norma de Execução nº 1, de 18 de dezembro de 2006.
- IMAFLOA 2006. *Resumo Público de Certificação FSC Programa SmartWood para RENOVA Floresta Ltda*. Rio Negrinho, SC. SmartWood Program and Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola – IMAFLORA, 22 p.
- INPE, 2008. Monitoramento da Floresta Amazonica Brasileira por Satélite Projeto Prodes, <http://www.obt.inpe.br/prodes/> [consulté en août 2009]
- IPCC, 2000. *Land-use, land-use change and forestry*. Watson R.T., Noble I.R., Bolin B. et al. (eds.), Cambridge University Press.
- IPCC, 2007. *Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Core Writing Team*. Pachauri, R.K. and Reisinger, A. (Eds.). IPCC, Geneva, Switzerland. pp 104
- ITTO, 2006. *Status of tropical forest management*. Yokahama, Japan, International Tropical Timber Organization, 305 p. ITTO Technical Series nº24
- Jackson R.B., Canadell J., Ehleringer J.R. et al., 1996. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia*, 108, 389–411
- Johns J.S., Barreto P. and Uhl C., 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*, 89, 59–77
- Johnson N. and Cabarle B., 1993. *Surviving the cut: natural forest management in the Humid Tropics*. Washington D.C, USA, World Resources Institute, WRI.
- Jonkers W.B.J., 1987. *Vegetation structure logging damage and silviculture in a tropical rain forest in Suriname*. Wageningen, Agricultural University, 172 p.
- Karsenty A., 1999. Le mécanisme pour un développement propre et les forêts. *Bois et Forêts des Tropiques* 261: 80-83
- Karsenty A., 2008. The architecture of proposed REDD schemes after Bali: facing critical choices. *International forestry review* 10 (3), 443-457

- Keller M., Palace M., Asner G.P., Pereira R. and Silva J.N.M. 2004. Coarse woody debris in undisturbed and logged forests in the eastern Brazilian Amazon. *Global Change Biology* 10, 784-795.
- Ketterings Q.M., Coe R., Noordwijk M. et al., 2001. Reducing uncertainty in the use of allometric biomass equations for predicting above-ground tree biomass in mixed secondary forests. *Forest Ecology and Management* 146, 199-209
- Kraenzel M., Castillo A., Moore T.Y. and Potvin C., 2003. Carbon storage of harvest - age teak (*Tectona grandis*) plantations, Panama. *Forest Ecology and Management* 173. 213-225
- Lentini M., Verissimo A., and Sobral L., 2003. Fatos florestais da amazônia 2003. Belém, Brasil, IMAZON, 96 p.
- Lentini M., Pereira D., Celentano D. and Pereira R., 2005. *Fatos florestais de Amazônica*. Belem, Imazon, 141 p.
- Lewis S.L., Lopez-Gonzalez G., Sonke B. et al., 2009. Increasing carbon storage in intact African tropical forests. *Nature* 457, 1003-1007
- Lugo A.E., 1992. Comparison of tropical tree plantations with secondary forests of similar age. *Ecological Monographs* 62(1), 1-41
- Maître H.F., 1982 *Projet de recherches sylvicoles sur les peuplements naturels en forêt dense guyanaise*. Ministère de la recherche et de la technologie, Secrétariat d'Etat aux DOM-TOM.
- Malhi Y., Nobre A.D., Grace J. et al., 1998. Carbon dioxide transfer over a Central Amazonian rain forest. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 103, 593-612
- Malhi Y., Baker T.R., Phillips O.L. et al., 2004. The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. *Global Change Biology* 10(5), 563-591
- Malhi Y., Aragao L.E.O.C., Metcalfe D.B. et al., 2009. Comprehensive assessment of carbon productivity, allocation, and storage in three Amazonian forests. *Global Change Biology*.
- Marco, P. 2008. Impact de l'intensité d'exploitation sur la stabilité des groupes fonctionnels d'espèces arborées en forêt tropicale humide. Rapport Master 2. Master Sciences de l'environnement et de la terre, Imep, Université Aix-Marseille 2, 70 p.
- Marini M.A. and Garcia F.I., 2005. Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade* 1(1), 95-102
- Marquesini M. and Edwards G., 2001. *Madeira ilegal e predatória na região de Santarém – um estudo de caso*. Greenpeace Campanha Amazônia, 6 p.

- Masera O.R., Garza-Caligaris J.F., Kanninen M. et al., 2003. Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO2FIX V.2 approach. *Ecological Modelling* 164, 177–199.
- Mattson-Marn H. and Jonkers W.B.J., 1981 *Logging damage in tropical high forest*. Kuching, Malaisie, Sarawak Forest Dept.
- May P.H. and Veiga Neto F.C., 2000. *Barriers to certification of forest management in the Brazilian Amazon: the importance of costs*. Rio de Janeiro, Instituto Pró-Natura, International Institute for Environment and Development – IIED, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ).
- Miller S.D., Goulden M.L., Menton M.C. et al., 2004. Biometric and micrometeorological measurements of tropical forest carbon balance. *Ecological Applications*, 14(4) Supplement, S114–S126
- Molino J.F. and Sabatier D., 2001. Tree diversity in tropical rain forests : A validation of the intermediate disturbance hypothesis. *Science* 294(5547), 1702-1704
- Montagnini F. et Porras C. 1998. Evaluating the role of plantations as carbon sinks: an example of an integrative approach from the humid tropics. *Environmental Management* 22 (3), 459–470.
- Morais Cruia A.P.O., Veiga J.B., Ludonino R.M.R., et al., 1999. *Caracterização dos sistemas de produção da agricultura familiar de Paragominas-PA: a pecuária e propostas de desenvolvimento*. Embrapa Amazônia Oriental, Belém, 55 p.
- Moura-Costa P., 1996. Tropical forestry practices for carbon sequestration: a review and case study from south-east Asia. *Ambio* 25, 279-283
- Moura-Costa P. and Wilson C., 2000. An equivalence factor between CO2 avoided emissions and sequestration – description and applications in forestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 5(1), 51-60
- Moutinho P. and Schwartzman S., 2005. *Tropical deforestation and climate change*. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazonia and Environmental Defense.
- Neeff T., Graca P.M.D., Dutra L.V. and Freitas C.D., 2005. Carbon budget estimation in central amazonia: successional forest modeling from remote sensing data. *Remote Sensing of Environment* 94(4), 508-522
- Nelson B.W., Mesquita R., Pereira J.L.G., de Souza S.G.A., Batista G.T. et Couto L.B., 1999. Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. *Forest Ecology and Management* 117(1-3), 149-167
- Nepstad D. C., Verissimo A., Alencar A. et al., 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forest by logging and fire. *Nature* 398, 555-508
- Nepstad D., Carvalho G., Barros A.C. et al., 2001. Road paving, fire regime Feedbacks, and the future of Amazon forests. *Forest Ecology and Management*, 154(3), 395-407
- Nielsen E. and Rice R., 2004a. Sustainable forest management and conservation incentive agreements. *International Forestry Review* 6, 56-60

- Nielsen E. and Rice R., 2004b. Gestion durable des forêts et incitations directes à la conservation de la biodiversité. *Revue Tiers Monde* 177, 127-150
- Nogueira E.M., Nelson B.W. and Fearnside P.M., 2006. Volume and biomass of trees in central Amazonia: influence of irregularly shaped and hollow trunks. *Forest Ecology and Management* 227, 14–21
- Nogueira E.M., Nelson B.W., Fearnside P.M., et al. 2008. Tree height in Brazil's arc of deforestation : Shorter trees in south and southwest Amazonia imply lower biomass. *Forest Ecology and Management* 255, 2963-2972
- Oates J.F., 1999. *Myth and reality in the rain forest: how conservation strategies are failing West Africa*. University of California Press, 310 p.
- Obersteiner M., Kindermann G., Rametsteiner E. and Sohngen B., 2006. *Economics of avoiding deforestation. Proceedings of the Climate Change Mitigation Measures in the Agro-Forestry Sector and Biodiversity Futures*. Trieste, Italy, ICTP.
- OIBT, 2005. *Critères et indicateurs révisés de l'OIBT pour l'aménagement durable des forêts tropicales, modèle de rapport sur les C&I inclus*. Yokohama, Japon, Organisation internationale des bois tropicaux, OIBT, 40p. Série OIBT: Politique forestière N° 15
- OIBT, 2006. *Sustainable forest management*. Yokohama, Japon, Organisation internationale des bois tropicaux, OIBT, www.itto.or.jp. [consulté en mai 2006]
- de Oliveira A.A. and Mori S.A.A., 1999. A central Amazonian terra firme forest. I. High tree species richness on poor soils. *Biodiversity and Conservation* 8 (9), 1219-1244
- Ometto J., Nobre A.D., Rocha H.R., Artaxo P. and Martinelli L.A., 2005. Amazonia and the modern carbon cycle: lessons learned. *Oecologia* 143, 483-500
- Osborne T. and Kiker C., 2005. Carbon offsets as an economic alternative to large-scale logging: a case study in Guyana. *Ecological Economics* 52(4)
- Parmentier I, Malhi Y, Senterre B. et al., 2007. The Odd man out? Might climate explain the lower tree alpha-diversity of african rain forests relative to Amazonian rainforests? *Journal of Ecology* 95, 1058–1071
- Pearce D., Putz F.E. and Vanclay J.K., 2003. Sustainable forestry in the tropics: panacea or folly? *Forest Ecology and Management* 172, 229–247
- Pelissier R. and Riera B., 1993. Dix ans de dynamique d'une forêt dense humide de Guyane française. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)* 48, 21-33
- Pereira R., Zweede J., Asner G. P. and Keller M., 2002. Forest canopy damage and recovery in reduced-impact and conventional selective logging in eastern Para, Brazil. *Forest Ecology and Management* 168, 77-89.

- Peyron J.L., 2002. *Principes de l'estimation de la valeur des forêts. Cours d'économie forestière disponibles en ligne*. Paris, France, ENGREF, www.engref.fr [consulté en mai 2006]
- Pfaff A.S.P., Kerr S., Hughes R.F. et al., 2000. The Kyoto protocol and payments for tropical forest: An interdisciplinary method for estimating carbon-offset supply and increasing the feasibility of a carbon market under the CDM. *Ecological Economics* 35, 203-221
- Phillips O.L., Malhi Y., Higuchi N. et al., 1998. Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. *Science* 282, 439-442
- Pinard M.A. and Putz F.E., 1996. Retaining forest biomass by reducing logging damage. *Biotropica* 28, 278-295
- Pinard M.A. and Cropper W.P., 2000. Simulated effects of logging on carbon storage in dipterocarp forest. *Journal of Applied Ecology* 37, 267-283
- Prance G.T., Rodrigues W.A. and da Silva M.F., 1976. Inventário florestal de um hectare de mata de terra-firme km 30 da estrada Manaus-Itacoatiara. *Acta Amazonica* 6(1), 9-35
- Putz F.E. and Viana V., 1996. Biological challenges for certification of tropical timber. *Biotropica* 28, 323-330
- Putz F.E., Blate G.M., Redford K.H. et al., 2001. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. *Conservation Biology* 15, 7-20
- Putz F.E., Zuidema P.A., Pinard M.A. et al., 2008. Improved Tropical Forest Management for Carbon Retention. *PLOS Biology* 6(7), 1368-1369
- Quesada C.A., Lloyd J., Schwarz M. and Czimczik C., 2009. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. *Biogeosciences* 6(2), 3851-3921
- Ramalho Filho A. and Pereira L.C., 1999. *Aptidão agrícola das terras do Brasil: potencial de terras e análise dos principais métodos de avaliação*. Rio de Janeiro, Embrapa, Embrapa Solos, 39 p.
- Rice A.H., Pyle E.H., Saleska S.R. et al., 2004. Carbon balance and vegetation dynamics in an old-growth Amazonian forest. *Ecological Applications* 14(4), 55-71
- Rice E.R., Gullison R.E. and Reid J.W., 1997. Can sustainable management save tropical forests? *Scientific American* 276, 44-49
- Rosenfeld F., 1963. L'évaluation économique des projets spécifiques d'investissement. *Revue Tiers Monde* 4(13-14), 167-180

- Sabatier D. and Prevost M.F., 1989. Quelques données sur la composition et la diversité des peuplements forestiers de Guyane française. *Bois et Forêts des Tropiques* 219, 31-55
- Sanquetta C.R., 2008. Experiências de monitoramento no bioma Mata Atlântica com uso de parcelas permanentes. C. R. Sanquetta (ed), Curitiba, REDMAP/FUNPAR, 338 p.
- Sathaye J., Makundi W., Dale L. et al., 2007. GHG mitigation potential, costs and benefits in global forests: a dynamic partial equilibrium approach. *Energy Journal* 3, 127-172
- Schimel D.S., 1995. Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global Change Biology* 1, 77-91
- Schmitt L., 1984. Recherches sylvicoles sur les peuplements naturels en forêt dense guyanaise: phase préliminaire: localisation du dispositif principal. Kourou, Guyane, C.T.F.T., 37 p.
- Schmitt L., 1989. *Etude des peuplements naturels en forêt dense guyanaise: compte rendu de mise en application des traitements sylvicoles sur le dispositif de Paracou*. Nogent-sur-Marne, France, Centre technique forestier tropical, Département du CIRAD.
- Schulze E.D., Wirth C. and Heimann M., 2000. Climate change - managing forests after Kyoto. *Science* 289, 2058-2059
- SEMA, 2009. *Técnicos da Sema participam de curso sobre gestão socioambiental da Universidade da Flórida*. SEMA, <http://www.secom.mt.gov.br/ng/conteudo2.php?sid=53&cid=52047&parent=0>. [consulté le 17/08/2009]
- Seroa da Motta R. and Amaral C.A.F., 1998. *Estimating timber depreciation in the Brazilian Amazon. Forest Finance Working Paper*. Rome, Italy, FAO, 35p. FSFM/ACC/03
- SFB, 2009. *Portaria n° 61, du 31 juillet 2009 - Plano de outorga florestal 2010*. Diário Oficial da União, du 3 août 2009, pp. 98, Seção 1
- Silva J.N.M., 1989. *The behaviour of the tropical rain forest of the Brazilian Amazon after logging*. Ph. D. Thesis, Oxford University, Oxford, 302p.
- Sist P., 2000. Reduced-impact logging in the tropics: objectives, principles and impact of research. *International Forestry Review* 2(1), 3-10
- Sist P., Picard N. and Gourlet-Fleury S., 2003a. Sustainable cutting cycle and yields in a lowland mixed dipterocarp forest of Borneo. *Annals of Forest Science* 60, 803-814

- Sist P., Sheil D., Kartawinata K. and Priyadi H., 2003b. Reduced-impact logging in Indonesian Borneo: some results confirming the need for new silvicultural prescriptions. *Forest Ecology and Management* 179, 415-427
- Sist P., Fimbel R., Sheil D., Nasi R. and Chevallier M.H., 2003c. Towards sustainable management of mixed dipterocarp forests of South-east Asia: moving beyond minimum diameter cutting limits. *Environmental Conservation* 30, 364-374
- Sist P and Brown N., 2004. Silvicultural intensification for tropical forest conservation: a response to Fredericksen and Putz. *Biodiversity and Conservation* 13, 2381-2385
- Sist P., Ferreira F.N., 2007. Sustainability of reduced-impact logging in the eastern Amazon. *Forest Ecology Management* 243, 199-209
- Sotta E.D., Meir P., Malhi Y. et al., 2004. Soil CO₂ efflux in a tropical forest in the central Amazon. *Global Change Biology* 10, 601-617
- Soulé M.E. and Terborgh J.W., 1999. Conserving nature at regional and continental scales - a scientific program for North America. *BioScience* 49, 809-817
- Stone S.W., 1996. *Economics trends in the timber industry of the Brazilian Amazon: evidence from Paragominas*. 24p. CREED Working Paper Series n° 6
- Stokes B.J., Higuchi N., Hummel A.C. et al., 1997. Harvesting in the Várzea forests of the Brazilian Amazon. In: *Proceedings of the FAO/IUFRO Satellite Meeting held in conjunction with the IUFRO XX World Congress*, Tampere, Finland, 04-05/08/1995, Research on Environmentally Sound Forest Practices to Sustain Tropical Forests. Food and Agriculture Organization of the United Nations, pp.47-56
- Telles E.D.C., de Camargo P.B., Martinelli L.A. et al., 2003. Influence of soil texture on carbon dynamics and storage potential in tropical forest soils of Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles* 17, 1-12
- Ter-Steege H., Pitman N., Sabatier D. et al., 2003. A spatial model of tree α -diversity and -density for the Amazon. *Biodiversity and Conservation* 12(11), 2255-2277
- Terborgh J., 1999. *Requiem for Nature*. Washington, USA, Island Press, 234 p.
- Trumbore S.E., Davidson E.A., de Camargo P.B. et al., 1995. Belowground cycling of carbon in forests and pastures of eastern Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles* 9(4), 515-528
- Turner I.M., 2001. *The ecology of trees in the tropical rain forest*. Cambridge, UK, Cambridge University Press, 298p.
- Uhl C. and Viera I.C.G., 1989. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case study from the Paragominas Region of the State of Para. *Biotropica* 21(1), 98-106

- Uhl C., Verissimo A., Mattos M. et al., 1991. Social economic and ecological consequences of logging in an Amazon frontier: the case of Tailandia. *Forest Ecology and Management* 46(3-4), 243-273
- Uhl C., Barreto P., Verissimo A. et al., 1997. *Uma abordagem integrada de pesquisa sobre o manejo dos recursos naturais na Amazônia*. IMAZON, 30 p. Série Amazônia n° 7
- Uhl C. and Kauffman J. B., 1990. Deforestation effects on fire susceptibility and the potential response of tree species of fire in the rainforest of the eastern Amazon. *Ecology*, 71, 437-449
- UNFCCC, 2005. *Reducing emissions from deforestation in developing countries: approaches to stimulate action*. Montreal, Canada, 11p. United Nations Framework Convention on Climate Change, Conference of the Parties, Eleventh session
- Veríssimo A., Barreto P., Mattos M. et al., 1992. Logging Impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: the case of Paragominas. *Forest Ecology and Management* 55, 169-199
- Viana V.M., May P., Lago L. et al., 2002. *Instrumentos para o manejo sustentável do setor florestal privado no Brasil. Uma análise das necessidades, desafios e oportunidades para o manejo de florestas naturais e plantações florestais de pequena escala*. Londres, International Institute for Environment and Development - IIED, 90 p.
- Vidal E., Gerwing J., Barreto P. et al. 1997. *Redução de desperdícios na produção de madeira na Amazônia*. Belém, Imazon, 20 p. Série Amazônia n° 05
- Vidal N.G., 2005. *Forest Company – Community Agreements in Brazil: Current Status and Opportunities for Action*. Washington, D.C., Forest Trends, 52p.
- Vieira I.C.G, Ferreira L.V. and Homma A.K.O., 2006. *Programa de C&T para recuperação de áreas alteradas no arco do desmatamento da Amazônia: Relatório final*. SBPC, Belém, Pará, 108p.
- Vieira S., de Camargo P.B., Selhorst D. et al., 2004. Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forests. *Oecologia* 140 (3), 468-479
- Vieira S.A., Alves L.F., Aidar M. et al., 2008. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. *Biota Neotropica* 8(2), 21-29
- Wernsdörfer H., Rossi V., Cornu G., Gourlet-Fleury, S. 2008. Impact of uncertainty in tree mortality on the predictions of a tropical forest dynamics model. *Ecological modelling* 218:290-306
- Winkler N., 1997. *Environmentally sound forest harvesting: testing the applicability of the FAO Model Code in the Amazon Basin in Brazil*. Rome, Italy, FAO. Forest harvesting case-study n°8

Zachow R., 1998. *Situação atual dos planos de manejo florestal sustentável na Amazônia Legal*. Brasília, Brasil, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, 23p.

Partie 2: Chapitres 1, 2, 3 et 4

Chapitre 1

Dynamique de la biomasse aérienne après exploitation à faible impact dans l'est Amazonien

Article original :

Lucas MAZZEI, Plinio SIST, Ademir RUSCHEL, Francis PUTZ, Phidias MARCO, Wagner PENA, Josué E. RIBEIRO-FERREIRA. 2010. Above-ground biomass dynamics after reduced-impact logging in Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*. 259: 367-373.

Abstract

Changes in above-ground biomass (AGB) of 17 1 ha logged plots of *terra firme* rain forest in the eastern Amazon (Brazil, Paragominas) were monitored for four years (2004-2008) after reduced-impact logging. Over the same time period, we also monitored two 0.5 ha plots in adjacent unlogged forest. While AGB in the control plots changed little over the observation period (increased on average 1.4 Mg ha^{-1}), logging resulted in immediate reductions in AGB that averaged 94.5 Mg ha^{-1} (± 42.0), which represented 23 % of the 410 Mg ha^{-1} (± 64.9) present just prior to harvesting. Felled trees ($\text{dbh} > 55\text{cm}$) accounted for 73% (± 15) of these immediate losses but only 18.9 Mg ha^{-1} (± 8.1) of biomass was removed in the extracted logs. During the first year after logging, the annual AGB balance (annual AGB gain by recruitment and growth – annual AGB loss by mortality) remained negative ($-31.1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$; ± 16.7), mainly due to continued high mortality rates of damaged trees. During the following 3 years (2005-2008), average net AGB accumulation in the logged plots was $2.6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ (± 4.6). Post-logging biomass recovery was mostly through growth ($4.3 \pm 1.5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for 2004-2005 and $6.8 \pm 0.9 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for 2005-2008), particularly of large trees. In contrast, tree recruitment contributed little to the observed increases in AGB ($1.1 \pm 0.6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for 2004-2005 and $3.1 \pm 1.3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for 2005-2008). Plots with the lowest residual basal area after logging generally continued to lose more large trees ($\text{dbh} \geq 70 \text{ cm}$), and consequently showed the greatest AGB losses and the slowest overall AGB gains. If 100% AGB recovery is desired and the 30-year minimum cutting cycle defined by Brazilian law is adhered to, current logging intensities (6 trees ha^{-1}) need to be reduced by 40-50%. Such a reduction in logging intensity will reduce financial incomes to loggers, but might be compensated for by the payment of environmental services through the proposed REDD (reduced emissions from deforestation and forest degradation) mechanism of the United Nations Framework Convention on Climate Change.

Keywords: Improved forest management; Amazonian rainforest management; Biomass dynamics; REDD; Tropical silviculture

Introduction

Deforestation and forest degradation in the Amazon and elsewhere in the tropics accounts for approximately 15-35% of global anthropogenic carbon emissions (DeFries et al. 2002, Houghton 2005, Mollicone et al. 2007). In recognition of this contribution, incentives to reduce carbon emission from deforestation and forest degradation (REDD) are actively being considered for inclusion in the United Nations Framework Convention on Climate Change during the next commitment period (2012-2020).

One major cause of forest degradation in the tropics is unplanned selective logging carried out by untrained and poorly supervised crews. Experiments carried out in Africa, Amazonia, and Southeast Asia have clearly and consistently demonstrated that, in comparison with conventional logging (CL), use of reduced-impact logging techniques (RIL; reviewed by Putz et al. 2008a) reduces collateral damage to residual stands by 30-50%. These positive findings notwithstanding, several studies revealed that at high harvesting intensities, even careful implementation of RIL is not sufficient to sustain timber yields at government-mandated minimum cutting cycles. In Indonesia, for example, RIL at an intensity of 7-8 trees ha⁻¹ can sustain volumetric yields at cutting cycles of 40 years (Sist et al. 2003), whereas at the higher intensities that are actual, volumetric recovery requires at least 60 years. Similarly, in the Amazon, a recent study suggested that selective logging at 30-year intervals appears to be sustainable only if the logging intensity is reduced by at least half of the current rate (i.e., down to <3-4 trees ha⁻¹; Sist and Ferreira 2007).

A recent study by Putz et al. (2008b) estimated that implementation of RIL instead of CL in all tropical forests officially designated for logging (estimated to be 350 million ha) would reduce global carbon emissions by 0.16 billion metric tons (Gt) annually, an amount equivalent to about 10% of carbon emissions from deforestation. In recognition of the quantities of carbon at stake, and with global emphasis on mitigating the effects of climate change, data on carbon fluxes from managed tropical forests are clearly critical. Furthermore, given the slow rate of adoption of RIL (Putz et al. 2000), some monetary incentives from a REDD-like mechanism are apparently needed.

To increase the likelihood that REDD funding will be available to promote RIL, more should be learned about how forest carbon stocks respond to different logging intensities in different types of tropical forests. In this study, we addressed the question of how logging affects the dynamics of above-ground biomass in an Amazonian tropical production forest in eastern Pará (Brazil). Our objectives were to: 1) assess the

contributions of growth, mortality, and recruitment to above-ground biomass; 2) predict the time needed for a forest to recover its initial above-ground biomass after reduced-impact logging; and, 3) propose silvicultural recommendations related to logging intensity and allowable damage rates to improve biomass recovery in selectively logged forests.

Methodology

Study site

The study site is located in eastern Pará, Paragominas, on the Fazenda Rio Capim owned by CIKEL-Brasil Verde group (see Sist and Ferreira 2007 for more details about the area). The area of about 140,000 ha includes large areas of pristine (ca 12,000 ha) and logged *terra firme* forest (ca 110,000 ha), along with some abandoned pastures (18,000 ha). In 2001, CIKEL received Forest Stewardship Council certification for their management of an area of 75,000 ha. Since then, CIKEL has been harvesting using RIL techniques (Sist and Ferreira 2007) with a minimum cutting diameter of 55cm for all commercial species. The most common harvested species are *Manilkara huberi* (Ducke) A.Chev., *Hymenaea courbaril* L., *Astronium lecointei* Ducke, *Parkia pendula* (Willd.) Benth. ex Walp., *Couratari oblongifolia* Ducke & Knuth, and *Pouteria bilocularis* (Winkler) Baehni.

Before logging in 2004, we set up 18 1 ha experimental RIL plots in a 100 ha logging block (described in Sist and Ferreira 2007). For comparison, we used two 0.5 ha unlogged control plots established in an adjacent area by Fundação Floresta Tropical. Before logging, all trees ≥ 20 cm dbh (stem diameter at 1.4 m or above buttresses) were identified with a common name, dbh was measured, and the trees were tagged and mapped. In each of these plots (except plot 5 that is henceforth disregarded), we also measured trees in the 10-20 cm dbh class in two randomly located 0.125 ha (25 m x 25 m) subplots. In the control plots, all trees >10 cm dbh were included when the plots were established in 1996 and during our re-measurements in April 2004 and March 2008. In the plots to be logged the initial measurements were made in May 2004, logging was carried out by crews training in RIL techniques in July 2004, and initial re-measurements were made three months later (October 2004). While making the re-measurements, injured trees were recorded as having suffered minor, medium, or severe injuries; for dead trees we recorded the apparent cause and mode of mortality (natural death, standing tree; natural death, fallen tree; killed by the fall of another tree; standing

dead and injured by logging; knocked over during logging; or, harvested). Subsequent plot measurements were made in May 2005, November 2006, and February 2008.

During the final re-measurement, all trees were identified at least to genus, while 88% were identified at the species level. In 2008, the 20 plots (18 1 ha logged and 2 0.5 ha control plots) included 4102 trees representing 42 families, 119 genera, and 193 species. Species of Lecythidaceae, Sapotaceae, and Leguminosae dominated the forest, representing 59% of all trees censused. The mean tree densities and basal areas of the two control plots were similar to those in the 17 experimental plots before logging (Table 1.1).

Given our limited number of replicate plots in unlogged forest, statistical comparisons of AGB dynamics of logged and unlogged plots are not presented. Instead, we use the data from the two unlogged plot to indicate background patterns of AGB growth, mortality, and recruitment.

Calculation of forest stand dynamics variables (mortality and growth)

Tree mortality rates (m) in the logged and control plots between two measurements were calculated using the following equation (Sheil 1995):

Equation 1.1.

$$m = (1 - e^{-\lambda})100; \quad \text{with } \lambda = (\ln N_1 - \ln S_2) / t$$

where N_1 is the number of living trees at measurement 1, S_2 is the number of surviving trees at measurement 2, and t is the time in years between two successive measurements. We calculated mortality rates for three successive measurement periods (2004-2005, 2005-2006, and 2006-2008) in the RIL plots and for one time period (2004-2008) in the control plots. Rates of dbh growth were calculated only for trees with regular bole shapes (i.e., excluding those with fluted and latticed trunks). We also excluded the trees with dbh > 156 cm ($N = 2$) for which the equation for AGB calculation could not be applied. Overall we excluded a total of 259 trees (5.8 % of the total) from our analysis.

Table 1.1: Density (n ha^{-1}), basal area ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$), and above-ground biomass (AGB in Mg ha^{-1}) before reduced-impact logging (RIL) and in unlogged control plots along with the AGB of trees that were harvested or that suffered collateral damage during logging. RIL05 is not included due to lack of data on trees 10-20 cm dbh.

Plots	Before Logging			AGB of Felled Trees	AGB Destroyed ¹	AGB Total Lost (%)	AGB in the Logs at Mill	Residual Basal Area
	Density	Basal Area	AGB					
RIL01	439	26.1	379.2	84.5	26.6	111.1 (29.3)	24.8	19.4
RIL02	557	25.8	354.6	37.9	25.6	63.5 (17.9)	7.8	21.8
RIL03	479	29.2	434.6	100.5	40.2	140.7 (32.4)	28.1	21.4
RIL04	507	29.2	435.0	75.7	40.2	115.9 (26.6)	23.6	23.2
RIL 06	382	25.9	371.7	45.5	41.6	87.1 (23.4)	14.4	20.8
RIL07	560	27.1	359.3	64.5	24.4	88.9 (24.7)	12.9	21.0
RIL08	474	21.0	274.5	27.0	5.8	32.8 (11.9)	9.3	18.8
RIL09	544	29.9	454.4	70.7	51.1	121.8 (26.8)	22.5	22.6
RIL10	641	36.3	563.5	151.7	47.0	198.7 (35.3)	30.7	26.5
RIL11	427	27.9	427.5	43.2	14.3	57.5 (13.4)	11.6	24.7
RIL12	418	25.2	365.4	90.9	14.2	105.1 (28.8)	24.4	20.3
RIL13	514	25.6	343.7	48.0	7.2	55.2 (16.1)	18.9	22.7
RIL14	457	28.9	434.4	78.1	22.1	100.2 (23.1)	17.8	23.0
RIL15	563	29.4	465.4	82.0	20.5	102.5 (22.0)	26.6	24.6
RIL16	480	30.4	457.7	57.0	8.6	65.6 (14.3)	16.5	24.3
RIL17	535	31.1	448.1	110.0	17.2	127.2 (28.4)	28.1	23.4
RIL18	511	28.5	398.0	10.8	21.2	32.0 (8.0)	3.4	25.2
MeanRIL \pm SD	499 \pm 65	28.1 \pm 3.3	409.8 \pm 64.9	69.3 \pm 34.0	25.2 \pm 14.1	94.5 \pm 42.0 (22.5 \pm 7.7)	18.9 \pm 8.1	22.6 \pm 2.1
CONTROL 1	540	25.7	337.1	-	-	-		-
CONTROL 2	498	30.3	462.2	-	-	-		-

We calculated the above-ground biomass (AGB) of living trees ≥ 10 cm dbh before and after logging using the formula developed by Chave et al. (2005) for moist tropical forests:

Equation 1.2.

$$AGB = \rho \times \exp^{-1.499 + 2.148 * \log(dbh) + 0.207 * \log(dbh)^2 - 0.0281 * \log(dbh)^3}$$

where ρ is the wood density (g/cm^3). The value of ρ was obtained from the Brazilian Wood Database compiled by the Laboratorio de Produtos Florestais of the Brazilian Forest Service and the study published by Fearnside (1997) following the recommendations of Nogueira et al (2005). The equation proposed by Chave et al. (2005) is based on trees <156 cm dbh, which includes all but two trees in our plots (218 and 248 cm dbh); rather than extrapolate the biomass estimations to include these huge trees, we calculated their biomass as they were 156 cm dbh in full recognition that we are thereby under-estimating AGB.

For each plot, the AGB value of trees 10-19.9 cm dbh within the two 0.125 ha subplots was extrapolated to the entire plot. The mean AGB of trees 10-19.9 cm dbh within the subplots was $4.7 \pm 1.0 \text{ Mg}$ ($37.8 \pm 8.1 \text{ Mg ha}^{-1}$). This extrapolation can result in a maximum of 8.1 Mg which represent 2% of the total mean AGB in a plot (409.8 Mg ha^{-1}).

Results

Stand structure and AGB loss due to logging

Before logging, mean tree density, basal area, and AGB in the 17 plots for trees ≥ 10 cm were respectively, 499 ± 65 stems ha^{-1} , $28.1 \pm 3.3 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ and $409.8 \pm 64.9 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Table 1.1). Plots varied considerably, with densities ranging 382-641 stems ha^{-1} and basal areas of 21.0-36.3 $\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$.

Above-ground biomass (AGB) immediately converted into necromass by logging (harvested and destroyed trees) averaged 94.5 Mg ha^{-1} or 23% of the pre-harvest AGB. This total represented respective AGB losses of 69.3 Mg ha^{-1} and 25.2 Mg ha^{-1} (Table 1.1). Logs transported to the mill contained only 27% of the AGB of felled trees and 20% of the total immediate AGB losses (i.e., harvested trees plus collateral damage; Table 1.1).

Table 1.2: Changes in above-ground biomass (AGB, Mg ha⁻¹ year⁻¹) after logging in the 17 RIL plots and 2 control plots (C1, C2). Control plot data are only reported for 2004-2008.

Plots	Log Extraction ^a trees ha ⁻¹	Logging Intensity ^b trees ha ⁻¹	2004-2005						2005-2008					
			Gain Mg ha ⁻¹ year ⁻¹		Mortality Mg ha ⁻¹ year ⁻¹			Net Balance Mg ha ⁻¹ year ⁻¹	Gain Mg ha ⁻¹ year ⁻¹		Mortality Mg ha ⁻¹ year ⁻¹			Net Balance Mg ha ⁻¹ year ⁻¹
			Recruit.	Growth	Damaged Trees	Undamaged trees	Total		Recruit	Growth	Damaged Trees	Undamaged Trees	Total	
RIL1	6	6	0.7	2.7	-26.6	-27.8	-54.4	-51.1	4.4	6.1	-0.7	-0.9	-1.6	8.9
RIL2	3	7	1.3	4.5	-25.6	0.0	-25.6	-19.8	2.8	7.3	-0.9	-5.6	-6.5	3.6
RIL3	10	12	1.6	4.4	-40.2	-17.9	-58.1	-52.2	3.0	7.4	-2.7	-9.7	-12.4	-2.0
RIL4	6	10	0.9	4.9	-40.2	0.0	-40.2	-34.4	3.9	6.8	-1.7	-1.0	-2.7	8.1
RIL 6	6	9	0.4	5.4	-41.6	-0.3	-41.9	-36.2	3.0	6.2	-2.1	-7.2	-9.3	-0.1
RIL7	8	12	1.0	6.3	-24.4	-1.1	-25.5	-18.2	1.5	7.0	0.0	-3.8	-3.8	4.6
RIL8	2	2	2.3	3.7	-5.8	-12.6	-18.4	-12.4	3.2	4.5	-2.7	-5.7	-8.4	-0.6
RIL9	6	8	1.0	6.2	-51.1	-7.0	-58.1	-51.0	4.1	7.0	0.0	-3.2	-3.2	7.9
RIL10	9	13	1.3	6.0	-47.0	0.0	-47.0	-39.7	1.2	7.3	-0.6	-11.4	-12.0	-3.5
RIL11	4	2	2.4	5.5	-14.3	-12.4	-26.7	-18.8	5.4	7.5	-0.3	-2.0	-2.3	10.6
RIL12	6	7	0.8	5.1	-14.2	-2.4	-16.6	-10.8	2.8	6.1	0.0	-3.1	-3.1	5.8
RIL13	5	7	0.5	2.3	-7.2	-5.1	-12.3	-9.6	2.5	8.6	-1.0	-14.1	-15.1	-4.0
RIL14	9	13	1.6	5.2	-22.1	-19.7	-41.8	-35.0	2.6	6.3	-0.4	-10.8	-11.2	-2.3
RIL15	6	11	0.9	2.0	-20.5	0.0	-20.5	-17.6	1.9	7.1	-1.9	-3.8	-5.7	3.3
RIL16	7	7	0.9	1.8	-8.6	-58.5	-67.1	-64.4	3.4	6.7	-0.2	-7.2	-7.4	2.7
RIL17	11	10	0.6	4.0	-17.2	-8.5	-25.7	-21.1	1.4	7.1	-0.4	-8.7	-9.1	-0.5
RIL18	2	7	0.8	3.1	-21.2	-19.8	-41.0	-37.0	5.7	7.3	-0.4	-10.9	-11.3	1.7
Mean RIL	6.2± 2.6	8.4 ± 3.3	1.1±0.6	4.3±1.5	-25.2±14.1	-11.4 ± 14.9	-36.6 ± 16.6	-31.1±16.7	3.1±1.3	6.8±0.9	-0.9±0.9	-6.4±4.0	-7.4 ± 4.2	2.6 ± 4.6
C1	-	-	-	-	-	-	-	-	1.8	3.9	-	-3.8	-3.8	1.9
C2	-	-	-	-	-	-	-	-	1.0	4.3	-	-4.5	-4.5	0.8

^a The number of trees that were felled and removed from each plot; ^b The number of trees felled into the plots, regardless of whether they were rooted inside or outside the plot (See Sist and Ferreira 2007).

Post logging biomass dynamics

During the first year after logging (2004-2005), mean annual mortality rates in the residual stands in the 17 logged plots was 2.1% whereas for the period 2004-2008, mortality rates in the control plots were only 0.6% and 1.1 % year⁻¹. Average mortality rates of trees damaged by logging during that first year after logging was extremely high (10.4% year⁻¹), which is principally responsible for the large negative net balance of AGB (annual AGB gain by recruitment and growth – annual AGB loss by mortality, -31.1 Mg ha⁻¹ year⁻¹, Table 1.2). During this period mortality of damaged trees represented in mean a loss of 25.2 Mg ha⁻¹ year⁻¹, or 68.8% of the AGB lost by mortality (Table 1.2). In contrast, during the subsequent period (2005-2008), the annual net AGB balance in the RIL plots was positive (2.6 Mg ha⁻¹ year⁻¹; Table 1.2). During this period, mean annual AGB loss due to mortality of trees was much lower than during the first year after logging (-36.6 Mg ha⁻¹ year⁻¹ in 2004-2005 vs. -7.4 Mg ha⁻¹ year⁻¹ during 2005-2008; Table 1.2). AGB accumulated mostly through growth of residual trees (6.8 Mg ha⁻¹ year⁻¹) while only half as much of the biomass increment was from recruitment (3.1 Mg ha⁻¹ year⁻¹). For the period 2004-2008 the annual net balances of the AGB of the control plots were 1.9 and 0.8 Mg ha⁻¹ year⁻¹ AGB (Table 1.2).

At the individual tree level, mean annual diameter increments of trees in the logged plots (0.33+0.37 cm year⁻¹) were more than double those recorded in the control plots (0.14+0.39 cm year⁻¹; $t = 9.82$, $df = 588.16$ $P < 0.01$. $n_1=2680$, $n_2=446$, Effect size index=0.52, Power=0.99). This difference contributed substantially to the high rates of AGB gain in the logged plots (Table 1.2).

Correlations between logging intensity, residual basal area, and AGB fluxes

AGB gains due to tree growth were positively correlated with the residual basal areas in logged plots ($R^2 = 0.32$ $n = 17$, $p < 0.01$, Fig. 1.1). The lowest AGB gains by growth were observed in plots with post-logging basal areas $<19.4 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$; these plots had suffered substantial reductions in the number of big trees due to log extraction and collateral damage (Table 1.2). Growth rates increased significantly with dbh (Fig. 1.2a), which resulted in large trees (dbh $\geq 60\text{cm}$) contributing substantially more to AGB increases than small trees (Fig. 1.2b). Although remnant basal area and logging intensity were positively correlated, no correlation was found between AGB gain by growth and logging intensity ($R = 0.03$, $F = 1.56$, $n = 17$, $P = 0.23$).

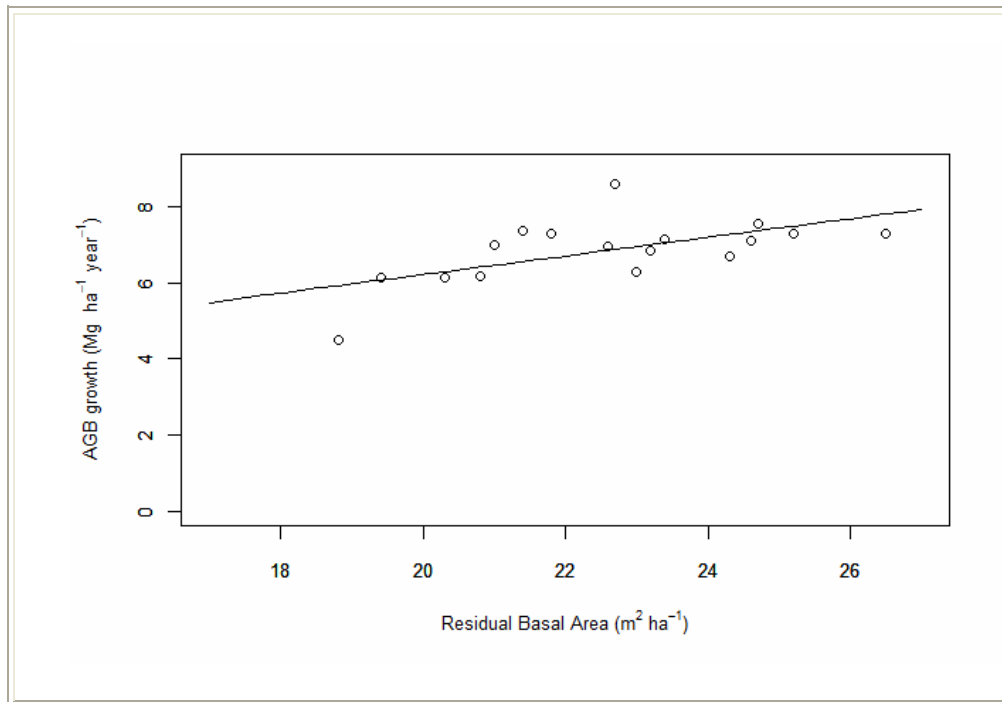


Figure 1.1: Correlation between rates of post-logging AGB recovery and basal area of trees >10 cm dbh remaining after logging.

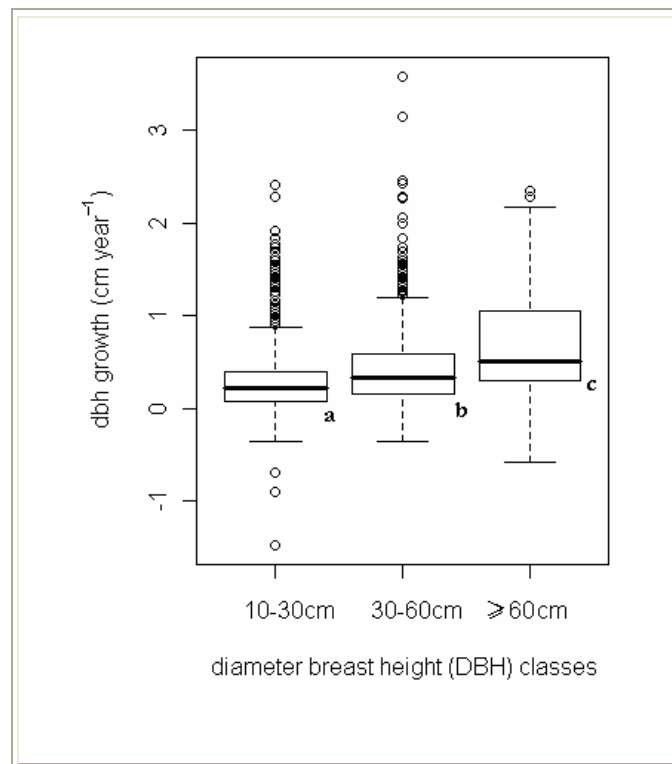


Figure 1.2a: Annual stem diameter growth rates of trees >10 cm dbh. The box contains 50% of the data and the horizontal line within the box corresponds to the median value. Different letters indicate significantly different means (Kruskal Wallis, $K = 98.9$, $p\text{-value} < 0.01$ - mean growth values are: 0.3, 0.4, and 0.7cm year⁻¹ respectively for dbh classes 10-30, 30-60, ≥ 60 cm).



Figure 1.2b: Above-ground biomass increments of trees as a function of dbh. The box contains 50% of the data and the horizontal line within the box corresponds to the median value. Different letters indicate significantly different means (Kruskal-Wallis $K = 574.2$, $P < 0.01$ - mean AGB increment: 0.01, 0.04, 0.17 Mg year⁻¹ respectively for dbh classes 10-30, 30-60, ≥ 60 cm).

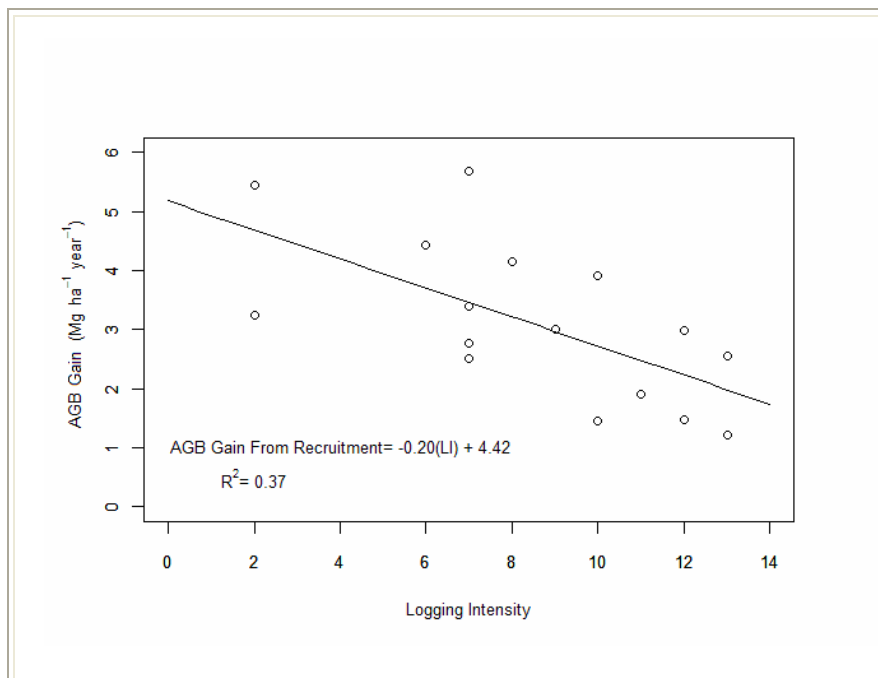


Figure 1.3: Relationship between the rate of aboveground biomass (AGB) gain by recruitment of trees into the >10 cm dbh class over the 2005-2008 period as a function of logging intensity in 2004.

AGB gains from recruitment decreased with increasing logging intensity ($R^2 = 0.37$, $F = 10.49$, $P < 0.01$, Fig. 1.3), suggesting that recruitment was higher in plots where logging intensities were low.

Mean annual increments in AGB from 2005 to 2008 decreased with logging intensity ($R = 0.22$, $F = 5.53$, $P = 0.01$), from $10.6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ to $-3.5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for logging intensities of 2 and 13 trees ha^{-1} , respectively.

Biomass dynamics simulation

To estimate how long it will take logged plots to recover their pre-logging AGB, we conducted a simulation. Although the duration of logging effects on tree growth and mortality rates is obviously site specific, Blanc et al. (2009) reported that logging effects at their site in French Guiana were no longer distinguishable 6-8 years after logging. Lacking our own data, we accepted this estimate and used the dynamic rates recorded in our plots during the first 4 years post-logging (2005-2008) for the first 8 years, after which we used the rates observed in the control plots (2004-2008; Table 1.3). We also considered three different logging intensities (3, 6, and 9 trees ha^{-1}) representing a portion of the range observed in our plots (2-13 trees ha^{-1}). According to our simulation, total pre-logging AGB will recover in 15 years after harvesting 3 trees ha^{-1} whereas after harvesting 6 and 9 trees ha^{-1} , 51 and 88 years will be required, respectively (Fig. 1.4).

Discussion

The mean above-ground biomass (AGB) recorded in primary forest in our study area in the eastern Amazon (410 Mg ha^{-1}) falls within the range of published values for lowland tropical forest (Laurance et al. 1999, Keller et al. 2001, Lewis et al. 2006, Nogueira et al. 2008). Similarly, the mean AGB accumulation observed in our unlogged control plots during 2004-2008 was $1.4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, close to that reported by Phillips et al. (1998) in the Amazon region before 2005 ($0.97 \pm 0.58 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$). After the intense drought in 2005, Phillips et al. (2009) recorded a mean negative AGB balance of $-0.70 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ in the 55 plots they

Table 1.3: Variables used for simulation of above-ground biomass (AGB) dynamics over time after 3 different logging intensities (LI; trees ha⁻¹). For the three logging intensities the basal area and AGB before logging are means of the 17 RIL plots (28.1 m² ha⁻¹ and 409.8 Mg ha⁻¹, respectively).

LI	AGB Logged ^a	AGB Destroyed ^b	First Year Post-Logging		AGB Dynamics; First 8 Years Post-Logging					AGB dynamics >8 Years Post-Logging			
			AGB ^c (Mg ha ⁻¹)	Basal Area ^d (m ² ha ⁻¹)	Mortality		Gain		AGB Balance	Mortality ^h	Gain		AGB Balance
					Damaged Trees ^e	Undamaged Trees ^e	Growth _f	Recruit. ^g			Growth ⁱ	Recruit. ⁱ	
3	-33.3	-13.2	363.3	25.1	-0.9	-6.4	7.5	4.4	4.6	-4.1	4.1	1.4	1.4
6	-66.6	-19.8	323.4	23.2	-0.9	-6.4	7.0	3.7	3.4	-4.1	4.1	1.4	1.4
9	-99.9	-26.5	283.4	21.3	-0.9	-6.4	6.5	3.0	2.2	-4.1	4.1	1.4	1.4

- 11.1 Mg per logged tree. Calculated by dividing the mean of the column “AGB of felled trees” in Table 1.1 by the mean of the column “Logging Extraction” in Table 1.2.
- AGB destroyed = 2.22*logging intensity + 6.51; ($R^2=0.23$. $F= 5.66$. $p = 0.01$). Here we consider that all trees extracted from the plot also fell in it.
- AGB = AGB before logging (409.8 Mg ha⁻¹, mean of RIL Plots, table 1.1) minus AGB logged minus AGB destroyed.
- Basal Area = AGB * 0.048 + 7.651. Linear relationship between residual AGB and residual basal area; $R^2=0.92$. $F= 163.9$. $p<0.001$.
- Mean of the 17 RIL plots in Table 1.2, for 2005-2008.
- AGB growth = 0.245* BA after logging+ 1.316
- AGB recruitment = -0.246 * (logging intensity) + 5.18
- Mean AGB lost by the mortality of the undamaged trees in control plots (Table 1.2).
- Mean AGB accumulation by growth and recruitment of control plots (Table 1.2)

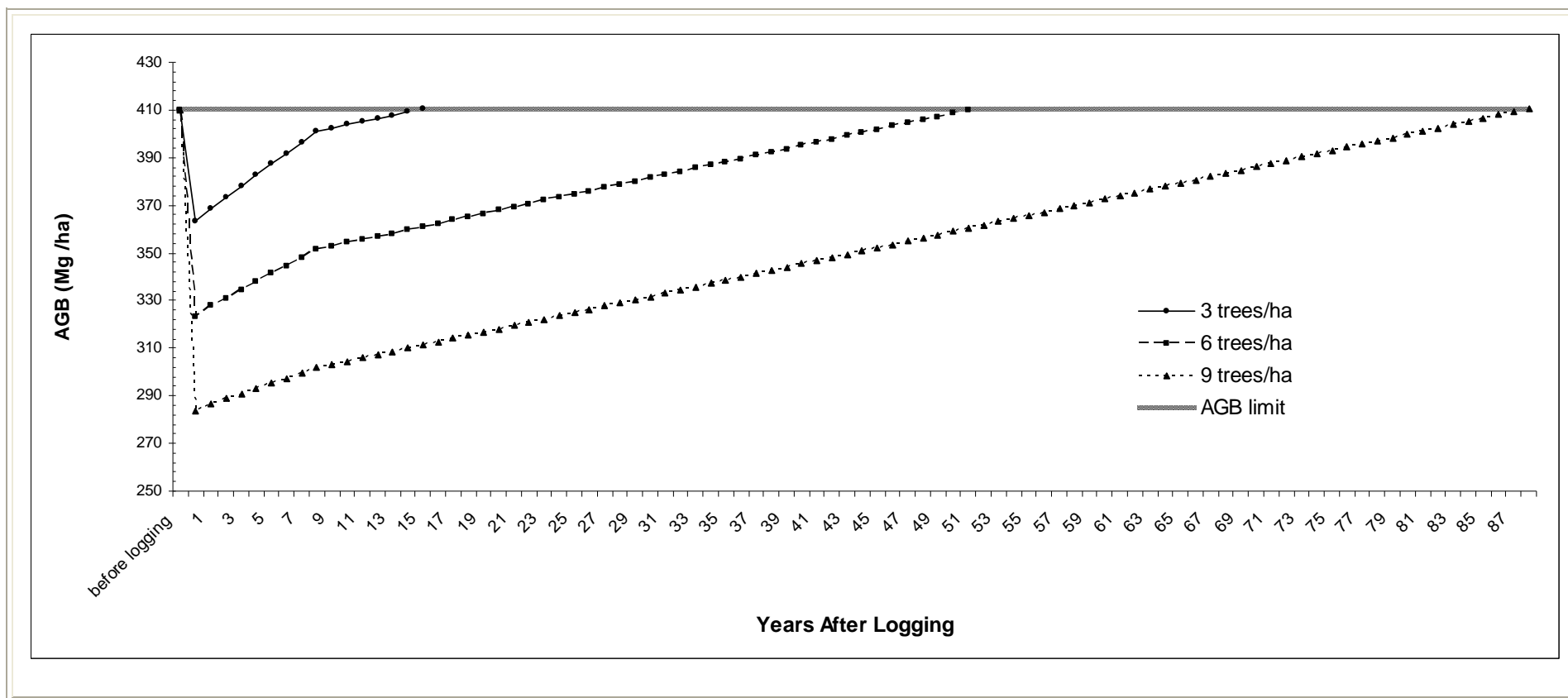


Figure 1.4: Above-ground biomass dynamics simulations of three different logging intensities (dots: 3 trees ha⁻¹; squares: 6 trees ha⁻¹; and, triangles: 9 trees ha⁻¹) based on data recorded during 2005-2008 in the logged plots and 2004-2008 in the unlogged control plots (see Table 1.3).

monitored across the Amazon Basin. However, we did not record this phenomenon in the control plots in our study area.

Selective logging operations carried out by trained crews using RIL techniques resulted in AGB losses from felled trees and collateral damage of $94.5 \pm 42.0 \text{ Mg ha}^{-1}$ or 23% of the AGB present before logging. Most of the AGB lost immediately (69.3 Mg ha^{-1}) was in the felled trees ($\text{dbh} > 55 \text{ cm}$), but only 27% of that amount was contained in the logs that were transported to the mill (20% of the total immediate losses). Although some portion (about 40-50%) of the wood delivered to the mill was converted into forest products with long carbon retention times, we do not account for this retained carbon in our study. The relative low proportion of AGB lost due to logging damage (27%) appears to be a benefit of the use of RIL logging practices. In a study conducted in Malaysia, Pinard and Putz (1996) reported that use of RIL techniques reduced above and below-ground biomass losses by about 50%. It is therefore likely that unplanned logging in the study area would have resulted in much higher AGB losses than observed. These relative gains notwithstanding, it is obviously critical that methods be developed and applied along the product chain that increase the proportion of AGB from selectively logged forests that ends up in products with long carbon retention times.

The negative AGB net balance during the first post-harvest year ($-31.1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) was mainly due to high mortality rate of trees damaged by logging. Elevated mortality rates of damaged trees typically continue for several years after logging (Durrieu de Madron, 1994; Silva et al. 1995; 1996; Sist and Nguyen-The, 2002). While mortality rates continued to be elevated during 2-4 years post-logging relative to the control plots ($2\% \text{ year}^{-1}$ vs. 0.6 and $1.1\% \text{ year}^{-1}$, respectively), AGB had nevertheless started to accumulate at $2.6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. These additions to AGB were mostly due to growth of the residual trees (6.8 Mg ha^{-1}); recruitment into the 10 cm dbh class contributed relatively little to AGB recovery (3.1 Mg ha^{-1}). Overall AGB gains in logged forest 2-4 years post-logging were double those observed in primary forest ($2.6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ on average in logged plots vs. 1.9 and $0.8 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ in control plots). We expect recruitment to contribute more to AGB over the next several years, as observed in French Guiana (maximum ingrowth 12 years post-logging, Blanc et al. 2009) and Central Pará, Brazil (maximum ingrowth 4 years post-logging, Oliveira et al. 2005). Given that the monitoring period in our study was perhaps not long enough to record the maximum recruitment rate, the rates used in our simulation obviously underestimate the long-term contribution of post-logging tree recruitment to AGB recovery.

Mean stem diameter growth rates recorded during the first four years after logging were 0.33 cm year⁻¹, higher than those recorded over 18 years post-logging in French Guiana (0.20 cm year⁻¹, Blanc et al. 2009, Gourlet-Fleury et al. 2004) but similar to those observed in the Santarém region of central Pará over a 25 year post-logging period (0.36 cm year⁻¹, Oliveira 2005). Assuming that the growth rates observed in Paragominas will be maintained for 8 years after logging at which time the annual mortality rate will then drop to 1%, our simulation suggests that for a low logging intensity of 3 trees ha⁻¹, AGB will recover to its initial value in about 15 years. Higher logging intensities (6 and 9 trees ha⁻¹) would increase the AGB recovery time to much longer than the 30 year minimum cutting cycle specified by Brazilian law. In French Guiana, Blanc et al. (2009) reported that in plots from which 10 trees ha⁻¹ were harvested, at least 45 years would be required for AGB to recover. These results suggest that forests in French Guiana can sustain higher logging intensities than those in Paragominas.

Due to the high rates of increase in AGB in trees ≥ 70 cm dbh, plots with higher residual large tree densities showed higher overall AGB gains after logging. In addition to their contributions to AGB gains, large trees are also ecologically important for seed production, as a genetic stock of individuals well adapted to local site conditions, and as habitat for a myriad of organisms (Sheil and Van Heist, 2000). Moreover, when large trees are felled they create excessively large canopy openings in which lianas and other light-demanding weedy species proliferate and that are otherwise unfavorable to the establishment and growth of shade tolerant Amazonian timber species (Silva et al. 1995, Lovelock et al 1998, Hartshorn and Whitmore 1999, Alvira et al. 2004). Furthermore, opening large canopy gaps increases forest desiccation rates and fire risks, especially during droughts (Nepstad et al 1999, Alencar et al 2004). It is also worth noting that among the 113 harvested trees in the plots, we found an asymptotic relation between dbh and extracted log volume (Fig. 1.5); recovered volumes increase very slowly for trees >110 cm dbh. Given that the largest trees in this and other forests frequently have structural defects that reduce timber recovery percentages (Nogueira et al. 2006), retaining them is not as costly to loggers as their estimated standing volumes might suggest. For all of these reasons we suggest that felling trees >110 cm dbh should be prohibited.

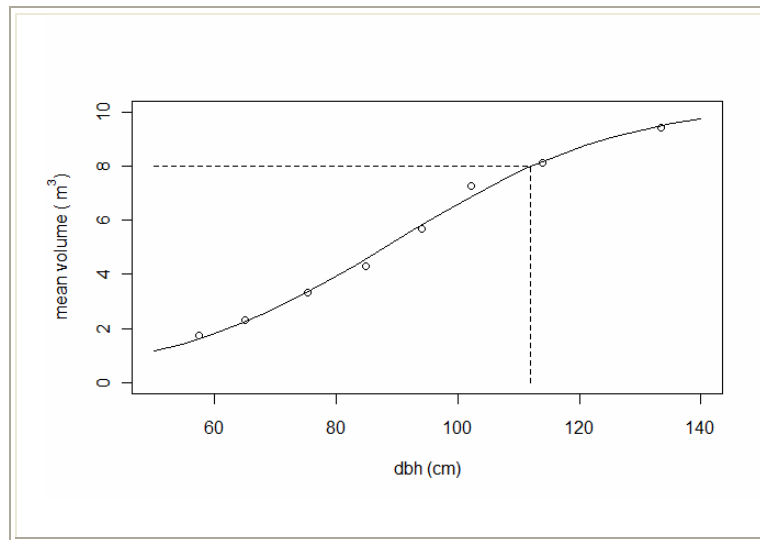


Figure 1.5: Logistic relationship between mean log volume and dbh classes. (Asymptote = 10.4. scal = 18.6. xmid = 89.3. p-value <0.01)

Acknowledgements

This study was financed by FFEM (Fonds Français pour l'Environnement Mondial) through the project Floresta em Pé and CAPES through the Ph.D. fellowship to L. Mazzei. In the field, we benefited from the full support of CIKEL staff and particularly want to thank Wandréia Baitz for her extensive collaboration. Finally, we are very grateful to Paulo Luiz Contente de Barros, Sueo Numazawa, and Mário Rabelo de Souza for the sharing their data on Amazonian trees.

Literature cited

- Alencar A, Solorzano L, Nepstad D., 2004. Modeling forest understory fires in an eastern Amazonian landscape. *Ecol. Appl.* 14, 139-149.
- Alvira D., Putz F., Fredericksen T., 2004. Liana loads and post-logging liana densities after liana cutting in a lowland forest in Bolivia. *Forest Ecol. Manage.* 190, 73-86.
- Blanc, L., Echard, M., Herault, B., Bonal, D., Marcon, E., Chave J., Baraloto C. 2009. Dynamics of aboveground carbon stocks in a selectively logged tropical forest. *Ecol. Appl.* 19, 1397-1404.
- Brown S., Lugo A.E., 1982. The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global carbon cycle. *Biotropica* 14, 161-187.

- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D., Folster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J. P., Nelson, B.W., Ogawa, H., Puig, H., Riera, B., Yamakura, T., 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145, 87-99.
- DeFries, R.S., Houghton, R.A., Hansen, M.C., Field, C.B., Skole, D., Townshend, J., 2002. Carbon emissions from tropical deforestation and regrowth based on satellite observations for the 1980s and 1990s. *Proc. Nat Acad. Sci. USA* 99, 14256–14261.
- Durrieu de Madron, L., 1994. Mortalité des arbres en forêt primaire de Guyane française. *Bois et Forêts des Tropiques* 239, 43-57.
- Fearnside, P.M., 1997. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. *Forest Ecol. Manage.* 90, 59–87.
- Gourlet-Fleury, S., Guehl, J.M., Laroussinie, O., 2004. Ecology and management of a neotropical rainforest. Lessons drawn from Paracou, a long-term experimental research site in French Guiana. Elsevier SAS, Paris, 311p.
- Hartshorn, G.S., Whitmore, J.L., 1999. Anthropogenic disturbance and tropical forestry: implications for sustainable management In: L.R. Walker, Editors, *Ecosystems of Disturbed Ground*, Elsevier, New York, pp. 467-486.
- Houghton, R. A., 2005. Aboveground forest biomass and the global carbon balance. *Global Change Biology* 11, 945-958.
- Keller, M., Palace, M., Hurtt, G., 2001. Biomass estimation in the Tapajos national forest, Brazil, examination of samplings and allometric uncertainties. *Forest Ecol. Manage.* 154, 371-382
- Laurence, W.F., Fearnside, P.M., Laurance, S.G., Delamonica, P., Lovejoy, T.E., Merona, J.M.R., Chambers, J.Q., Gascon, C., 1999. Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape-scale study. *Forest Ecol. Manage.* 118, 127-138.
- Lewis, S.L., Monteagudo, A., Neill, D.A., Nuñez-Vargas, P., Pitman, N.C.A., Quesada, C.A., Salomão, R., Silva, J.N.M., Lezama, A.T., Terborgh, J., Vasquez-Martinez, R., Vinceti, B. 2006. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests, *Global Change Biology* 12, 1107–1138.
- Lovelock, C.E., Kursar, T.A., Skillman, J.B., Winter, K., 1998. Photoinhibition in tropical forest understorey species with short- and long-lived leaves. *Functional Ecology* 12, 553-560.
- Malhi, .Y, Wood, D., Baker, T., Wright, J., Phillips, O., Cochrane, T., Meir, P., Chave, J., Almeida, S., Arroyo, L., Higuchi, N., Killeen, T.J., Laurance, S.G., LAURANCE, W.F., Lewis, S.L., Monteagudo, A., Neill, D.A., Nuñez Vargas, P., Pitman, N.C.A., Quesada, C.A., Salomão, R., Silva J.N.M., Torres Lezama A., Terborh, J., Vaquez-Martinez, R., Vinceti, B., 2006. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global Change Biology* 12, 1107–1138

- Mollicone, D., Freibauer, A., Schulze, E.D., Braatz, S., Grassi, G., Federici, S., 2007. Elements for the expected mechanisms on 'reduced emissions from deforestation and degradation, REDD' under UNFCCC. *Environmental Research Letters*, 2 (4) p. 045024.
- Nepstad, D., Verissimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M., Brooks, V., 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* 398, 505-508.
- Nogueira, E.M., Nelson, B.W., Fearnside, P.M., 2005. Wood density in dense forest in central Amazonia, Brazil. *Forest Ecol. Manage.* 208, 261-286.
- Nogueira, E.M., Nelson, B.W., Fearnside, P.M., 2006. Volume and biomass of trees in central Amazonia: influence of irregularly shaped and hollow trunks. *Forest Ecol. Manage.* 227, 14-21.
- Nogueira, E.M., Fearnside, P.M., Nelson, B.W., Barbosa, R.I., Keizer, E.W.H., 2008. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. *Forest Ecol. Manage.* 256, 1853-1867.
- Oliveira, L., 2005. Efeito da exploração de madeira e de diferentes intensidades de desbates sobre a dinâmica da vegetação de uma área de 136 há na floresta nacional de Tapajós. PhD Thesis, ESALQ, Piracicaba, São Paulo 173 pp.
- Phillips, O.L., Malhi, Y., Higuchi, N., Laurance, W.F., Núñez, P.V., Vásquez, R.M., Laurance, S.G., Ferreira, L.V., Stern, M., Brown, S., Grace, J., 1998. Changes in the carbon balance of tropical forests: Evidence from long-term plots. *Science* 282, 439-442.
- Phillips, O.L., Aragao, L.E.O.C., Lewis, S.L., Fisher, J.B., Lloyd, J., Lopez-Gonzalez, G., Malhi, Y., Monteagudo, A., Peacock, J., Quesada, C.A., van der Heijden, G., Almeida, S., Amaral, I., Arroyo, L., Aymard, G., Baker, T.R., Banki, O., Blanc, L., Bonal, D., Brando, P., Chave, J., de Oliveira, A.C.A., Cardozo, N.D., Czimczik, C.I., Feldpausch, T.R., Freitas, M.A., Gloor, E., Higuchi, N., Jimenez, E., Lloyd, G., Meir, P., Mendoza, C., Morel, A., Neill, D.A., Nepstad, D., Patino, S., Penuela, M.C., Prieto, A., Ramirez, F., Schwarz, M., Silva, J., Silveira, M., Thomas, A.S., Steege, H.T., Stropp, J., Vasquez, R., Zelazowski, P., Davila, E.A., Andelman, S., Andrade, A., Chao, K., Erwin, T., Di Fiore, A., Eh, C., Keeling, H., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Cruz, A.P., Pitman, N.C.A., Vargas, P.N., Ramirez-Angulo, H., Rudas, A., Salamao, R., Silva, N., Terborgh, J., Torres-Lezama, A., 2009. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science* 323, 1344-1347.
- Pinard, M.A. and Putz, F.E., 1996. Retaining forest biomass by reducing logging damage. *Biotropica* 28, 278-295.
- Putz, F.E., K.H. Redford, J.G. Robinson, R. Fimbel, Blate, G.M., 2000. Biodiversity conservation in the context of tropical forest management. The World Bank Environment Department, Biodiversity series-Impact Studies, Paper n°75.

- Putz, F.E., Sist, P., Fredericksen, T.S. 2008a. Reduced Impact Logging: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management* special issue: Beyond RIL in the tropics. *Forest Ecol. Manage.* 256, 1427-1433
- Putz, F.E., Zuidema, P.A., Pinard, M.A., Boot, R.G.A., Sayer, J.A., Sheil, D., Sist, P., Vanclay, J.K., 2008b. Improved tropical forest management for carbon retention. *PLOS Biology* 6, 1368-1369.
- Sheil D., Burslem D., Alder D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *Journal of Ecology* 83, 331-333.
- Sheil, D., Van Heist, M. 2000. Ecology for tropical forest management. *International Forestry Review* 2, 261-270.
- Silva, J.N.M., de Carvalho, J.O.P., Lopes J. do C., de Almeida, B.F., Costa, D.H.M., Oliveira, L.C., Vanclay, J.K., Skovsgaard, J.P., 1995. Growth and yield of a tropical rain forest in Brazilian Amazon 13 years after logging. *Forest Ecol. Manage.* 71, 267-274.
- Silva J.M.N., Carvalho J.O.P., Lopes J.C.A., Oliveira R.P., Oliveira L.C. 1996. Growth and yield studies in the Tapajos region, central Brazilian Amazon. *Commonwealth Forestry Review* 75, 3325-3329.
- Sist, P., Nguyen-Thé, N. 2002. Logging damage and the subsequent dynamics of a dipterocarp forest in East Kalimantan (1990-1996). *Forest Ecol. Manage.* 165, 85-103.
- Sist, P., Sheil, D., Kartawinata K., Priyadi H. 2003. Reduced-impact logging and high extraction rates in mixed dipterocarp forests of Borneo: The need for new silvicultural prescriptions. *Forest Ecol. Manage.* 179, 415-427
- Sist, P., Nascimento Ferreira, F. 2007. Sustainability of reduced-impact logging in the eastern Amazon. *Forest Ecol. Manage.* 243, 199-209.

Chapitre 2

Modélisation de la mortalité en forêt tropicale humide: création de groupes de mortalité par une approche bayésienne

Introduction

Les taux annuels de mortalité dans les forêts néotropicales humides ne dépassent généralement pas 2 % de la population totale, soit de 4 à 8 arbres/ha/an (Durrieu de Madron, 1993 ; de Graaf et al., 1999 ; Higuchi et al., 2004 ; Phillips et al., 2004). La mortalité dans les écosystèmes forestiers tropicaux est donc un événement rare. Dans une forêt primaire non-exploitée, la mort naturelle des arbres peut être due à des facteurs biotiques comme la sénescence ou l'augmentation de la compétition locale entre individus (Whitmore, 1984 ; Swaine et Lieberman, 1987 ; Durrieu de Madron, 1993). En raison du faible nombre de données disponibles sur la mortalité des arbres, la modélisation suit souvent une stratégie simple comme l'application d'un taux annuel fixe de mortalité à tout le peuplement (Barreto et al., 1998 ; Alder et Silva, 2000 ; Brien et Zuidema, 2006) ou l'imposition de règles de mortalité, telles que la détermination d'un seuil de taille maximum à partir duquel un arbre doit mourir (Favrichon, 1995 ; Phillips et al., 2004). La rareté de ce phénomène restreint aussi sa compréhension au niveau spécifique. Sur le site de Paracou, par exemple, parmi les 262 arbres morts durant une période de trois ans d'observation (dates 1988-1991) on compte 46 espèces d'arbres, dont seulement 2 espèces possèdent plus de 5 individus morts. Cette rareté empêche la création de modèles spécifiques de mortalité et c'est pourquoi les simulateurs de dynamique développés pour les forêts tropicales proposent soit un seul modèle de mortalité appliqué à toutes les espèces du peuplement (Chave, 1999 ; Gourlet-Fleury, 1999 ; Phillips et al., 2004), soit des modèles de mortalité calibrés pour des groupes d'espèces qui ont été rassemblées sur la base de variables décrivant de processus autres que la mortalité, comme la croissance, ou des variables morphologiques tels que la hauteur des arbres (Köhler et Huth, 1998 ; Kammesheidt et al., 2001).

Un arbre peut mourir sur pied ou tomber et créer un chablis. Ces deux types de mortalité doivent être identifiés et étudiés séparément, en raison principalement de la différence de dégâts qu'ils peuvent engendrer dans le peuplement forestier. Dans le premier cas, l'individu se désagrège petit à petit sans causer nécessairement de dégâts à son voisinage, dans le deuxième cas, la chute de l'arbre génère des dégâts aux houppiers des arbres voisins voire les entraîne dans sa chute (Riera, 1983). Les chablis peuvent être primaires (la chute d'un seul arbre), secondaires (l'arbre est entraîné ou cassé par la chute directe d'un chablis), multiples (plusieurs arbres tombent simultanément), ou complexes (chute déplacée dans le temps, Riera, 1983). Le seul exemple, en forêt tropicale, de groupes fait à partir du processus de mortalité a été proposé par Vanclay (1991) qui, en utilisant une base de plus de 2900 arbres morts, a créé 10 groupes de mortalité. Cependant, la mortalité étant un événement rare, la création des modèles individuels de mortalité via une analyse classique (approche fréquentielle) des

données comme celle proposée par Vanclay (1995) ne montre pas de résultats satisfaisants (Annexe1). L'approche subjective ou bayésienne est en effet plus appropriée pour les événements auxquels il n'est donné qu'une seule fois de se réaliser ou pas (Robert, 1992 ; Renard, 2006).

Dans le simulateur SELVA (Gourlet-Fleury, 1999 ; Gourlet-Fleury et Houllier, 2000 ; Gourlet-Fleury et al., 2004), utilisé dans cette étude, un seul modèle de mortalité sur pied et un seul modèle de mortalité par chablis sont appliqués pour l'ensemble des espèces du peuplement. L'objectif de cette étude est de proposer la création de groupes d'espèces en utilisant uniquement le processus de mortalité. Pour cela on s'est appuyé sur une méthode de classification bayésienne. Une fois créés, les groupes seront utilisés pour la calibration des nouveaux modèles de mortalité. On espère, en utilisant cette procédure, rassembler des espèces ayant des comportements semblables et améliorer ainsi la modélisation de ce processus.

Matériels et Méthodes

Les données pour la modélisation de la mortalité sont issues du dispositif de Paracou en Guyane Française. Dans ce travail nous nous intéresserons uniquement à la période comprise entre les années 1988 et 1991, c'est-à-dire, une année après la fin des traitements sylvicoles. En effet, durant cette période, les taux de mortalité du peuplement des parcelles exploitées étaient deux fois supérieurs aux taux enregistrés dans les parcelles témoins (Gourlet-Fleury et al., 2004). Après cette période de mortalité élevée, les taux sont revenus progressivement à des valeurs proches de celles observées en parcelles témoins (Gourlet-Fleury et al., 2004).

Les modèles de mortalité ont été construits à partir de données issues des 12 parcelles du dispositif. La variable dépendante est la mortalité entre 1988 et 1991, elle possède une réponse binaire, 0 (individu vivant) ou 1 (individu mort). En raison de la non-normalité de sa distribution des modèles linéaires généralisés (GLM) ont été utilisés pour la modélisation des relations entre la variable mortalité et les variables explicatives. Nous utiliserons ici un modèle logistique défini par la fonction :

<i>Equation 2.1</i>	
$P(Y=1)$	$= \frac{\exp(\sum b_i X_i)}{1 + \exp(\sum b_i X_i)}$

où, b_i est le coefficient de la variable explicative X_i .

L'analyse de la mortalité a été effectuée en ajustant un modèle de régression logistique pour chaque type de mortalité naturelle (par chablis et mort sur pied). On compte au total 28 variables explicatives prenant en compte : 1) l'environnement autour des arbres, c'est-à-dire, le nombre d'arbres et la surface terrière des individus présents dans leur voisinage proche; 2) des changements encourus dans cet environnement dans un passé récent, i.e. les trois dernières années ; 3) des informations sur l'arbre, tels que son diamètre, sa croissance ; et 4) sur le type de sol où il est établi (Tab.2.1).

Analyses

La base de données pour la calibration des modèles de mortalité sur pied et par chablis possède 16134 individus répartis en 167 EGE à l'année 1985 (*Sites d'étude et Méthodologie*). Parmi ces individus, vivants durant la période 1985-1988, on compte 287 individus morts sur pied et 224 individus morts par chablis entre les années 1988-1991.

Tableau 2.1. Description des 28 variables explicatives utilisées dans la modélisation de la mortalité naturelle.

Description des variables	Nombre
a) le diamètre de l'arbre	1
b) le nombre d'arbres présents dans le voisinage de l'arbre en 1988, voisinage = aire comprise dans des cercles de rayon de 10, 20 et 30m autour de l'arbre	3
c) la surface terrière des arbres présents dans ces 3 cercles	3
d) le nombre d'arbres ayant un diamètre supérieur à celui de l'arbre cible dans les mêmes cercles la même année	3
e) la surface terrière de ces arbres	3
f) le changement dans les valeurs de variables ci-dessus, c'est-à-dire l'évolution du nombre d'individus et de la surface terrière dans les 3 cercles sur la période comprise entre 1985 et 1988	12
g) la croissance enregistrée entre 1985 et 1988 ramenée à l'année	1
h) variable catégorique indiquant si l'arbre se trouve sur des sols où la profondeur de la nappe est à moins de 1m	1
i) variable catégorique indiquant si l'arbre se trouve sur des sols hydromorphes (sols se trouvant en fond de thalweg avec comme caractéristique principale l'engorgement de la couche superficielle). Cette variable est un sous-ensemble de la variable précédente, elle ne représente que les sols ayant un engorgement de la couche superficielle.	1
TOTAL	28

Tous les traitements statistiques de cette partie ont été réalisés avec le logiciel libre *R* (R Development Core Team, 2005) version 2.4.1 de 2006. Plus précisément, nous avons utilisé des fonctions des bibliothèques : *Leaps* (Miller, 2002), *Car* (Fox, 2002) et *Stats* (pour les traitements détaillés voir ci-dessous). Les observations de la mortalité ont été considérées comme la réponse positive du modèle de régression logistique. La sélection des variables a été faite en utilisant la fonction *regsubsets* (bibliothèque *Leaps* Miller, 2002) qui réalise une procédure de sélection pas à pas (Chambers et Hastie, 1993). Cette méthode compare de manière exhaustive des ensembles de régresseurs de différentes tailles. Leur nombre maximal a été défini avant le lancement de l'algorithme, i.e. 12 variables (arguments *nvmax*=12, *nbest*=1, *method*=exhaustive). Cet algorithme fait appel à la fonction *glm* de *Stats* pour la calibration des modèles (arguments *family*=binomial, *start*, *etastart* et *mustart*=NULL). Les modèles ainsi créés sont comparés entre eux par leur *Bayesian Information Criterion* ($BIC = -2 \cdot \log\text{-vraisemblance} + npar \cdot \log(nobs)$, où *npar* est le nombre de paramètres et *nobs* le nombre d'observations). Les modèles qui possèdent les indices BIC les plus petits sont alors sélectionnés et un test du χ^2 effectué sur la déviance de ces modèles (Schwarz, 1978, Harrell Jr., 2001). Le modèle issu de cette sélection a été ensuite utilisé dans la classification bayésienne.

Dans cette analyse, seules les EGE ayant eu au moins un individu mort durant la période 1988-1991 ont été considérées. Tous les individus morts sur pied ou par chablis qui, dans la base, étaient classés comme 'espèces inconnues' (code-espèce 401 et 405) ont été exclus de cette analyse. On compte ainsi 9770 individus dont 129 morts sur pied répartis parmi 44 EGE pour l'analyse de la mortalité sur pied (Annexe 2) et 8505 individus dont 94 morts par chablis répartis parmi 39 EGE (dorénavant « espèces » dans le texte) pour l'analyse de la mortalité par chablis (Annexe 3).

La méthode de classification des espèces s'est appuyée sur une technique d'inférence bayésienne, ou estimation bayésienne. La statistique bayésienne, à la différence de la statistique fréquentiste, suppose que les paramètres à estimer dans le modèle sont aléatoires (Robert, 1992). En pratique, cela implique de définir une loi de probabilité pour les paramètres inconnus *a priori*, i.e. exogènes aux données. Les données expérimentales sont intégrées à cette loi *a priori* par l'intermédiaire de leur vraisemblance pour obtenir la loi de probabilité *a posteriori* des paramètres inconnus. La loi de probabilité *a posteriori*, qui est proportionnelle au produit de la loi *a priori* et de la vraisemblance, constitue l'estimation bayésienne des paramètres. Des difficultés à calculer analytiquement la loi *a posteriori* amènent les statisticiens à l'approcher numériquement en utilisant un algorithme de Monte Carlo par Chaîne de Markov (MCMC). Les deux algorithmes MCMC les plus courants sont

l'algorithme de Metropolis-Hastings et l'échantillonneur de Gibbs (Robert et Casella, 1999). L'algorithme de Metropolis-Hastings est toujours utilisable mais nécessite un bon paramétrage pour être efficace. L'échantillonneur de Gibbs est utilisable si on est capable de simuler suivant les lois marginales des paramètres inconnus. Il ne nécessite aucun paramétrage et est généralement efficace (Robert et Casella, 1999).

Dans notre contexte de classification d'espèces avec un nombre de groupes fixé à priori (fixé à 2, 3 ou 4), les paramètres inconnus sont : les classifications des espèces dans les groupes et les paramètres du modèle logistique associés à chacun des groupes. Estimer tous ces paramètres est délicat car ils sont dépendants : la composition des groupes définit les valeurs des paramètres de leurs modèles logistiques. L'approche usuelle en classification consiste donc à estimer séquentiellement la composition des groupes connaissant les valeurs de leurs paramètres et les valeurs des paramètres des groupes connaissant leur composition, jusqu'à la convergence. Ce schéma de gestion séquentielle d'une partition des paramètres inconnus correspond au fonctionnement de l'échantillonneur de Gibbs. Or nous sommes bien en mesure de simuler la répartition des espèces dans les groupes conditionnellement aux paramètres des modèles logistiques dans tous les groupes. Par contre nous ne sommes pas en mesure de simuler les paramètres des modèles logistiques dans tous les groupes conditionnellement à la répartition des espèces dans les groupes. Nous ne pouvons donc pas utiliser l'échantillonneur de Gibbs classique, nous utilisons ainsi une version hybride qui le combine à l'algorithme de Metropolis-Hastings pour simuler les paramètres des groupes conditionnellement à leur composition. L'utilisation de ce type d'algorithme MCMC hybride est commun en écologie (Walker et al., 2006 ; Muller-Landau et al., 2008).

On utilise ainsi un algorithme combinant celui de Metropolis-Hastings et l'algorithme de Gibbs, pour simultanément: regrouper les espèces en un nombre fixé de groupes au préalable, et estimer la loi a posteriori des paramètres de chacun des groupes constitués. Les espèces ont été classées en 1, 2, 3 ou 4 groupes de mortalité. En imposant le nombre de groupes d'espèces (NbG) avant le lancement de l'algorithme, la démarche de classification est décrite dans le tableau 2.2, la démarche est la suivante :

- *Initialisation* : 1) affectation aléatoires des espèces dans les N groupes en s'assurant qu'il n'y a pas de groupe vide, 2) simulation des valeurs initiales des paramètres selon une loi normale ;
- *Boucle principale du programme (groupe d'instructions répétées)* :

- Etape 1 : Réaffectation des espèces dans les groupes suivant le principe de l'algorithme de Gibbs - Détails : chaque espèce est affectée dans un groupe suivant une loi multinomiale dont les poids correspondent à la probabilité d'appartenance de l'espèce aux groupes ;
- Etape 2 : Mise à jour des paramètres selon le principe d'un algorithme de Metropolis-Hasting - Détails : 1) proposition de nouvelles valeurs pour les paramètres selon une marche aléatoire ; 2) acceptation ou rejet des valeurs suivant qu'un nombre tiré uniformément entre 0 et 1 soit inférieur ou supérieur au rapport de Metropolis-Hastings.
- Retour à l'étape 1 jusqu'à ce que les chaînes de valeurs générées aient atteint leurs états stationnaires. Dans la pratique, on donne un nombre d'itérations à effectuer par l'algorithme puis on "regarde" si l'état stationnaire est atteint pour décider la poursuite ou l'arrêt de la procédure.

Tableau 2.2. Algorithme de classification des espèces en différents groupes de mortalité.

<p>Initialisation Pour $i=1, \dots, \text{NbE}$ { $C_i \sim M(1/\text{NbG}, \dots, 1/\text{NbG})$ } Pour $j=1, \dots, \text{NbG}$ { $\alpha_j \sim N(0, 1)$ } Boucle principale Pour $g=1, \dots, \text{NbI}$ { Pour $i=1, \dots, \text{NbE}$ { $C_i \sim M(w_1, \dots, w_{\text{NbG}})$ avec $w_j = \frac{v_j}{\sum_{k=1}^{\text{NbG}} v_k}$ et $v_j = \prod_{l=1}^{\text{NbA}_i} B(y_l^i; \text{Logit}(\alpha_j \cdot x_l^i))$ } Pour $j=1, \dots, \text{NbG}$ { $\alpha_j^* \sim N(\alpha_j, 0.1)$ $L = \prod_{i: C_i=j} \prod_{l=1}^{\text{NbA}_i} B(y_l^i; \text{Logit}(\alpha_j \cdot x_l^i))$ $L^* = \prod_{i: C_i=j} \prod_{l=1}^{\text{NbA}_i} B(y_l^i; \text{Logit}(\alpha_j^* \cdot x_l^i))$ $u \sim U[0, 1]$ si $u < L^*/L : \alpha_j = \alpha_j^*$ } } } } </p>	<p>Où :</p> <p>NbE : nombre d'espèces NbG : nombre de groupes NbI : nombre d'itérations de l'algorithme NbA_i : nombre d'arbres de l'espèce i C_i : groupe d'appartenance de l'espèce i, à valeur dans {1, 2, ..., NbG} M(w₁, ..., w_N) : générateur de loi multinômiale de paramètre w₁, ..., w_N B(y;p)=p^y(1-p)^{1-y} : densité de la loi de Bernoulli de paramètre p y_lⁱ : état (1=mort) ou (0=vivant) de l'arbre l de l'espèce i x_lⁱ : vecteur des valeurs des covariables pour l'arbre l de l'espèce i α_j : vecteur des paramètres du modèle logistique du groupe j N(0,1) : générateur de la loi normale de moyenne 0 et écart-type 1 U[0,1] : générateur de la loi uniforme entre 0 et 1</p>
--	--

Le principe de l'échantillonneur est de simuler de manière itérative un déplacement aléatoire dans l'espace des valeurs des paramètres jusqu'à leur convergence vers une distribution stationnaire (Ehlers, 2003). Quand cela se produit la simulation est arrêtée. Les classifications ont été comparées entre elles à partir d'une série d'indices proposés par Han et al. (2001), Banerjee et al. (2004) et Raftery et al. (2007) (Tab.2.3).

Tableau 2.3. Indices pour l'évaluation de la modélisation bayésienne

BFchib	Bayes Factor approximé par la méthode de Chibb, $\log p(\text{modèle} \text{data})$ (Han et al., 2001)
BFmh	BFchib où l'approximation de $\log p(\text{modèle} \text{data})$ est faite par la moyenne harmonique des valeurs du log vraisemblance (Raftery et al., 2007)
DIC	Deviance information criterion
BIC	Bayesian information criterion
PPLi	Posterior predictive loss (Banerjee et al., 2004)

La discussion des résultats et des groupes d'espèces qui ont été obtenus à partir de l'analyse bayésienne s'est appuyée sur les classifications écologiques proposées par Favrichon (1994), Gourlet-Fleury (1997) et Delcamp (2007) pour le site de Paracou.

L'évaluation des modèles de mortalité porte sur des comparaisons entre le nombre de morts observé et prédit. Pour ce faire, les modèles ont été appliqués sur des périodes de mesure différentes de celle qui ont été utilisées pour les calibrer soit 1991-1994 et 1994-1997 et séparément pour les 9 parcelles exploitées et les 3 parcelles témoins.

Résultats

Sélection du modèle de mortalité

Mortalité sur pied

Le modèle qui a obtenu le plus petit score dans l'analyse du BIC est celui dont la probabilité de mort sur pied (P) est prédite par l'accroissement diamétrique passé I (cm/an, mesuré entre 1985 et 1988) et la surface terrière STD_{30} des individus plus grands que l'individu cible dans un rayon de 30m (Equation 2.2) :

Equation 2.2	
P (mort dur pied)	$= \frac{e^{-2,979+(I*-4,056)+(STD_{30}*0,099)}}{1+e^{-2,979+(I*-4,056)+(STD_{30}*0,099)}}$

Les coefficients des deux variables sont significativement non nuls au seuil $\alpha=0,01$ (Tab.2.4). Ces résultats suggèrent que les individus avec une faible croissance et ayant un voisinage moins dominant, i.e. surface terrière des voisins faible, ont une probabilité plus élevée de mourir sur pied.

Tableau 2.4. Résultats de l'ajustement du modèle logistique pour **la mortalité sur pied**. Nombre d'individus vivants = 16134, morts = 287

Variable explicative	Estimation du paramètre	Ecart-type	Z value	Pr(> z)
Intercept	-2,979	0,169	-17,56	1 10 ⁻⁴
<i>I</i>	-4,056	0,463	-8,75	1 10 ⁻⁴
<i>STD_30</i>	-0,099	0,027	-3,61	3 10 ⁻⁴
Statistiques du modèle				
Deviance	Modèle moyen	Modèle complet	X ²	P(> X ²)
-2 Log (vraisemblance)	2891,8	2797,0	94,8	0,01
R ² = 3,6	AIC = 2803	C Somers = 0,68	Gamma = 0,39	

Mortalité par chablis

Le modèle sélectionné ayant obtenu la plus petite valeur de BIC est celui qui prédit la probabilité de mort par chablis à partir de trois variables :

Equation 2.3	
$P(\text{chablis})$	$= \frac{e^{-3,701+(I*-1,422)+(NBD_10*-0,050)+(Nappe*0,714)}}{1+e^{-3,701+(I*-1,422)+(NBD_10*-0,050)+(Nappe*0,714)}}$

où *I* est l'accroissement diamétrique passé (cm/an, mesuré entre 1985 et 1988) ; *NBD_10* est le nombre d'individus dominants présents autour de l'individu cible dans un rayon de 10m; et *nappe* indique la présence d'une nappe phréatique à moins d'un mètre de profondeur (Tab.2.5).

Les résultats indiquent que la probabilité de mort par chablis d'un arbre est d'autant plus élevée que sa croissance diamétrique passée (*I*) et la densité de voisins dominants (*NBD_10*) sont faibles. Cette probabilité est corrélée de façon positive à la présence de la nappe phréatique (les coefficients des trois variables sont significativement non nuls au seuil $\alpha=0,01$ Tab.2.5).

Tableau 2.5. Résultats de l'ajustement du modèle logistique pour la **mortalité par chablis**.
Nombre d'individus vivants = 16134, morts = 224

Variable explicative	Estimation du paramètre	Ecart-type	Z value	Pr(> z)
Intercept	-3,703	0,143	-25,82	1 10 ⁻⁴
<i>I</i>	-1,422	0,417	-3,41	6 10 ⁻⁴
<i>NBD_10</i>	-0,050	0,013	-3,97	7 10 ⁻⁵
<i>nappe</i>	0,714	0,219	3,26	1 10 ⁻³
Statistiques du modèle				
Deviance	Modèle moyen	Modèle complet	X ²	P(> X ²)
-2 Log (vraisemblance)	2367,2	2335,0	32,2	0,01
R ² = 1,5	AIC = 2343	C Somers = 0,60	Gamma = 0,23	

Constitution des groupes d'espèces

Groupes de mortalité sur pied

Nous avons simulé des regroupements variant de 1 à 4 groupes (Annexe 4). Les simulations montrent que les valeurs de paramètres atteignent des valeurs stationnaires lorsque l'on considère un ou deux groupes d'espèces (Annexe 4a et 4b). Pour les autres classifications considérant 3 ou 4 groupes, seuls les paramètres d'un seul groupe parviennent à se stabiliser (Annexe 4c et 4d). Parmi les 5 indices utilisés pour l'évaluation des regroupements, quatre ont démontré la supériorité de la classification en deux groupes (Tab.2.6.). Des nouveaux modèles ont alors été calibrés uniquement pour ces deux groupes.

Tableau 2.6. Valeurs des indices de comparaison des différents regroupements des espèces proposés par la classification bayésienne.

Indices	Nombre de groupes	
	1	2
BFchib	-682.2	-641.5
BFmh	-672.5	-640.3
DIC	-670.7	-636.6
BIC	-1364.6	-1306.7
PPLi	252.4	253.1

Les modèles de prédiction de la mortalité sur pied ayant obtenu le meilleur indice BIC pour chacun des deux groupes d'espèces s'écrivent de la façon suivante :

Equation 2.4

$$P(\text{mort sur pied espèces du msp1}) = \frac{e^{-2.61+(I^*-3.36)+(dNBD_30*0.03)}}{1+e^{-2.61+(I^*-3.36)+(dNBD_30*0.03)}}$$

Equation 2.5

$$P(\text{mort sur pied espèces du msp2}) = \frac{e^{-5.28+(I^*-5.00)+(dbh*0.03)}}{1+e^{-5.28+(I^*-5.00)+(dbh*0.03)}}$$

où P est la probabilité qu'un arbre meurt sur pied pour les espèces du groupe 1 (dorénavant *msp1*) et du groupe 2 (*msp2*); I est la croissance diamétrique annuelle passé de l'arbre (cm/an), mesuré entre 1985 et 1988; dbh est le diamètre de l'arbre; $dNBD_30$ est le changement du nombre d'individus dominants présent dans un rayon de 30m autour de l'arbre, survenu entre 1985 et 1988. Les coefficients des variables sont significativement non nuls au seuil $\alpha=0,01$ (Tab.2.7 et 2.8).

Tableau 2.7. Résultats de l'ajustement du modèle logistique pour la **mortalité sur pied** des espèces du groupe de mortalité **msp1**. Nombre d'espèces = 29, Nombre d'individus vivants = 2809, morts = 83

Variable explicative	Estimation du paramètre	Ecart-type	Z value	Pr(> z)
Intercept	-2,613	0,159	-16,40	2 10 ⁻¹⁶
I	-3,357	0,780	-4,30	2 10 ⁻⁵
dNBD_30	0,029	0,011	-2,74	6 10 ⁻³
Statistiques du modèle				
Deviance	Modèle moyen	Modèle complet	X ²	P(> X ²)
-2 Log (vraisemblance)	753,0	707,9	45,1	0,01
R ² = 6,8	AIC = 713,9	C Somers = 0,73	Gamma = 0,47	

Tableau 2.8. Résultats de l'ajustement du modèle logistique pour la **mortalité sur pied** des espèces du groupe de mortalité **msp2**. Nombre d'espèces = 15, Nombre d'individus vivants = 7090, morts = 46

Variable explicative	Estimation du paramètre	Ecart-type	Z value	Pr(> z)
Intercept	-5,278	0,311	-16,97	2 10 ⁻¹⁶
I	-5,002	1,067	-4,69	2 10 ⁻⁵
dbh	0,033	0,01	3,38	7 10 ⁻⁴
Statistiques du modèle				
Deviance	Modèle moyen	Modèle complet	X ²	P(> X ²)
-2 Log (vraisemblance)	555,8	520,5	35,3	0,01
R ² = 6,4	AIC = 526,5	C Somers = 0,76	Gamma = 0,58	

La probabilité pour qu'un individu du *msp1* meurt sur pied est négativement corrélée à l'accroissement diamétrique passé et positivement corrélée à l'augmentation du nombre d'arbres dominants présents dans son voisinage (cercle de 30m de rayon) (Fig 2.1a). Pour les espèces du *msp2*, la probabilité pour qu'un arbre meurt est d'autant plus élevée que son diamètre est grand et sa croissance passée faible (Fig. 2.1b).

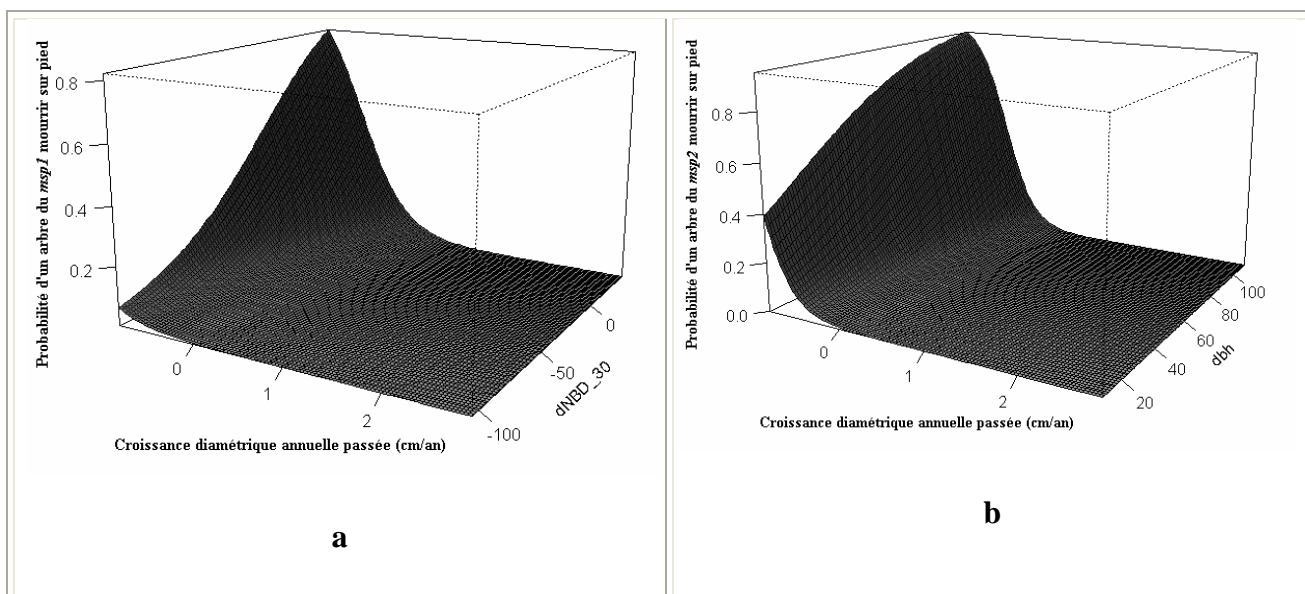


Figure 2.1. Relation entre les variables prédictives et la probabilité de mourir sur pied d'un arbre des groupes *msp1* (a) et *msp2* (b)

Caractéristiques des groupes de mortalité sur pied

Les individus vivants du *msp1* ont un accroissement diamétrique passé (seule variable commune aux deux groupes de mortalité) significativement plus élevé que les individus vivants du *msp2*, respectivement 0,22 et 0,15 cm/an ($t=11,4$; $p<0,01$; $dl=1915,6$). Les individus morts sur pied de deux groupes de mortalité ont aussi un accroissement diamétrique passé (trois ans avant leur mort) significativement différent : *msp1*=0,10 cm/an et *msp2*=0,05 cm/an ($t=2,06$; $p=0,05$; $dl = 120,6$). Les espèces du *msp1* ont une densité de bois statistiquement plus faible que celles du *msp2* (0,63 et 0,81 g/cm³, respectivement. $t=-3,63$; $p<0,01$; $dl=26,9$), ainsi qu'un diamètre maximal plus faible (50,6 et 67,5cm, respectivement. $t=-2,61$; $p=0,014$; $df=27,3$, Annexe 2).

Le groupe de mortalité *msp1* est très hétérogène d'un point de vue écologique. Il regroupe 29 espèces de 5 tempéraments différents, selon la classification proposée par Favrichon (1994): 6 espèces tolérantes d'étages inférieurs, 7 tolérantes de voûte, 4 semi-tolérantes émergentes, 8 héliophiles de voûte, et finalement, 4 héliophiles de sous-étage (Annexe 2). Le groupe *msp2* regroupe 15 espèces de 3 tempéraments différents, mais essentiellement tolérants à l'ombre: 6

espèces tolérantes d'étages inférieurs, 6 tolérantes de voûte, 3 semi-tolérantes émergentes. Toutes les espèces ayant un comportement héliophile ont été regroupées au sein du groupe *msp1* (Fig.2.2).

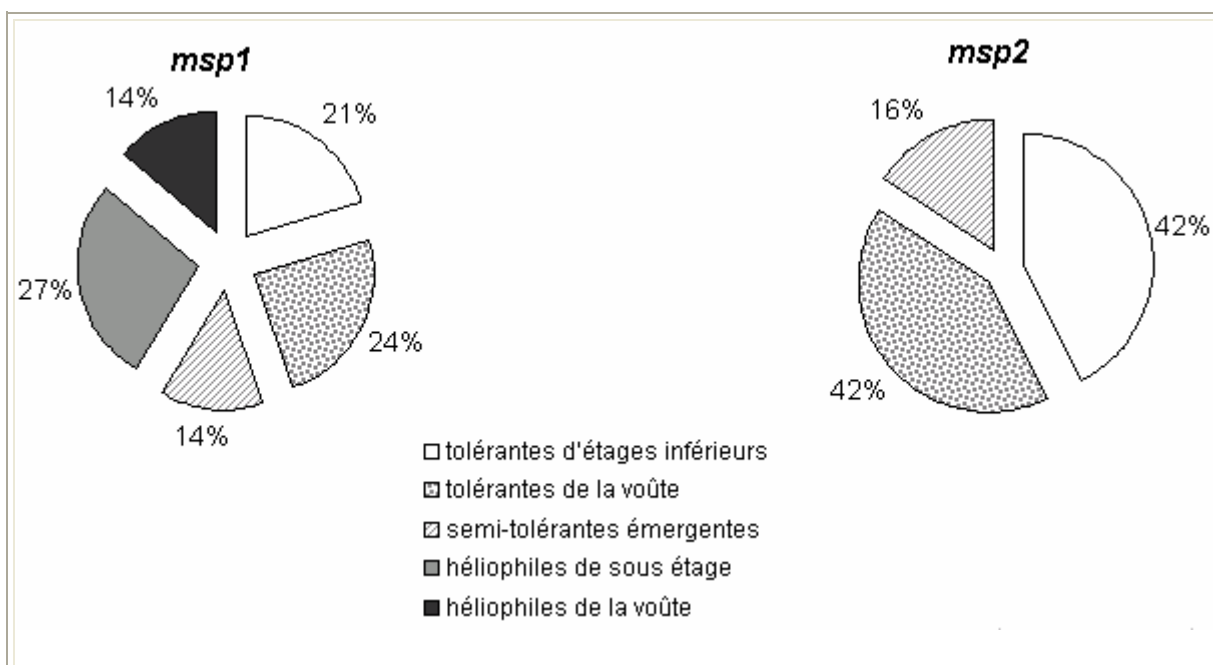


Figure 2.2. Répartition des espèces dans les groupes de mortalité sur pied selon leurs comportements écologiques, sensu Favrichon (1994).

La majorité des espèces de la canopée appartenant aux familles dominantes - Lecythidacées, Caesalpiniacées et Chrysobalanacées – se retrouvent principalement dans le groupe *msp2*. En effet, 10 espèces sur un total de 11 ont été affectées dans le *msp2*, à l'exception de l'espèce *Tachigali melinonii* affectée au *msp1*. Ces trois familles regroupent plus de 80% des effectifs vivants dans le *msp2* (Annexe2). A l'opposé, le *msp1* regroupe beaucoup plus de familles, 23 au total, dont les plus importantes sont les Clusiacées (19% des effectifs du groupe), Burseracées (11%), Sapotacées (11%) et les Vochysiacées (9%) (Annexe 2).

Enfin, on remarque que le groupe *msp1* rassemble les espèces tolérantes et semi-tolérantes ayant une taille et une densité de bois significativement inférieure à celle des espèces du groupe *msp2* (diamètre maximal = 50,5 et 67,5cm respectivement ; $t=-2,22$; $dl=29,9$; $p\text{-value}=0,03$ / densité du bois = 0,69 et 0,82g/cm³ respectivement ; $t=-2,84$; $dl=15,1$; $p\text{-value}=0,012$).

Groupes de mortalité par chablis

Comme pour l'analyse précédente, seules les espèces ayant eu au moins un individu mort par chablis durant la période 1988-1991 ont été prises en compte dans les simulations (n= 39 espèces, 94 chablis et 8505 individus vivants, Annexe 3). Nous avons simulé des regroupements en 1, 2, 3 et 4 groupes. Les paramètres atteignent des valeurs stationnaires dans toutes les simulations à l'exception de celle considérant 4 groupes de mortalité (Annexe 5a, b, c, d). Les ensembles qui ne se sont pas stabilisés au cours de la classification en 4 groupes de mortalité (groupes n° 3 et 4, Annexe 5d) comportent seulement 1 et 2 espèces respectivement et très peu d'individus morts par chablis, ne permettant pas la calibration des modèles individuels de mortalité et donc d'évaluer le regroupement en 4 groupes. Seules les classifications regroupant les espèces en 1, 2 et 3 groupes de mortalité par chablis ont donc été comparées. Quatre des cinq indices de comparaison montrent la supériorité de la classification en 3 groupes de mortalité (Tab.2.9).

Tableau 2.9. Valeurs des indices de comparaison des différents regroupements des espèces proposés par la classification bayésienne.

Indices	Nombre de groupes		
	1	2	3
BFchib	-528.2	-502.8	-464.9
BFmh	-514.2	-499.9	-498.8
DIC	-512.8	-495.6	-494.8
BICM	-1055.8	-1039.7	-1063.8
PPLi	183.7	182.9	155.8

Les modèles suivants ont donc été élaborés pour chacun de trois groupes d'espèces:

<i>Equation 2.6</i>
$P(\text{chablis pour les espèces du } \mathbf{cha1}) = \frac{e^{-0,037+(NBT_30*-0,019)+(dNBD_30*0,049)}}{1+e^{-0,037+(NBT_30*-0,019)+(dNBD_30*0,049)}}$
<i>Equation 2.7</i>
$P(\text{chablis pour les espèces du } \mathbf{cha2}) = \frac{e^{-5,182+(nappe*1,152)}}{1+e^{-5,182+(nappe*1,152)}}$
<i>Equation 2.8</i>
$P(\text{chablis pour les espèces du } \mathbf{cha3}) = \frac{e^{-2,315+(I*-4,628)+(NBD_10*-0,229)}}{1+e^{-2,315+(I*-4,628)+(NBD_10*-0,229)}}$

où P est la probabilité de mourir par chablis d'un arbre de l'espèce du groupe 1, 2 ou 3 (dorénavant *cha1*, *cha2* et *cha3* respectivement) au cours de la période de suivi (1988_1991); NBT_30 est le nombre d'individus présents dans un rayon de 30m autour de l'arbre;

dNBD_30 est le changement du nombre d'individus dominant présents dans un rayon de 30m autour de l'arbre, survenu entre 1985 et 1988 ; *nappe* est la présence de la nappe phréatique à moins d'un mètre de profondeur; *I* est l'accroissement diamétrique annuel passé de l'arbre (cm/an); enfin *NBD_10* est le nombre d'individus dominants présents dans un rayon de 10m autour de l'arbre. Les résultats de l'ajustement des différents modèles logistiques des groupes de mortalité par chablis *cha1*, *cha2* et *cha3* sont présentés respectivement dans les tableaux 2.10, 2.11 et 2.12.

Tableau 2.10. Résultats de l'ajustement du modèle logistique pour la **mortalité par chablis** des espèces du groupe de mortalité **cha1**. Nombre d'espèces = 15, Nombre d'individus vivants = 1256, morts = 39

Variable explicative	Estimation du paramètre	Ecart-type	Z value	Pr(> z)
Intercept	0,037	1,067	0,03	0,97
<i>NBT_30</i>	-0,019	0,007	-2,90	3 10 ⁻³
<i>dNBD_30</i>	0,049	0,017	2,97	3 10 ⁻³
Statistiques du modèle				
Deviance	Modèle moyen	Modèle complet	X ²	P(> X ²)
-2 Log (vraisemblance)	350,0	336,5	13,5	0,01
R ² = 4,4	AIC = 342,6	C Somers = 0,67	Gamma = 0,34	

Tableau 2.11. Résultats de l'ajustement du modèle logistique pour la **mortalité par chablis** des espèces du groupe de mortalité **cha2**. Nombre d'espèces = 15, Nombre d'individus vivants = 6270, morts = 40

Variable explicative	Estimation du paramètre	Ecart-type	Z value	Pr(> z)
Intercept	-5,182	0,175	-29,7	2 10 ⁻¹⁶
<i>nappe</i>	1,152	0,419	-2,75	6 10 ⁻³
Statistiques du modèle				
Deviance	Modèle moyen	Modèle complet	X ²	P(> X ²)
-2 Log (vraisemblance)	484,6	478,8	5,9	0,01
R ² = 1,3	AIC = 482,6	C Somers = 0,56	Gamma = 0,52	

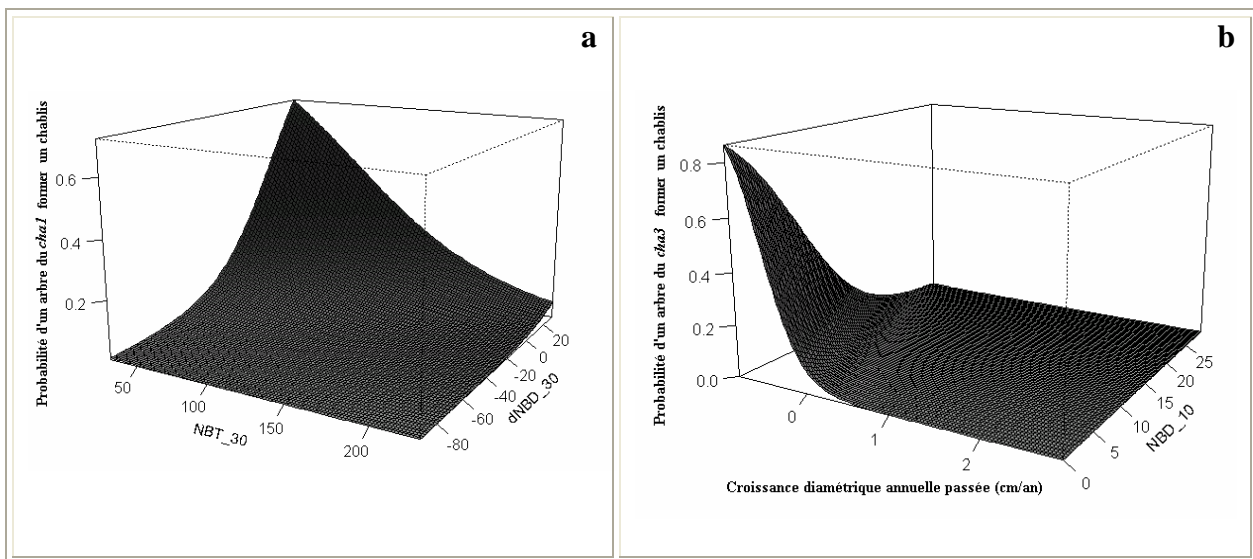
Tableau 2.12. Résultats de l'ajustement du modèle logistique pour la **mortalité par chablis** des espèces du groupe de mortalité **cha3**. Nombre d'espèces = 9, Nombre d'individus vivants = 885, morts = 15

Variable explicative	Estimation du paramètre	Ecart-type	Z value	Pr(> z)
Intercept	-2,315	0,392	-5,91	3 10 ⁻⁹
<i>I</i>	-4,628	1,707	-2,71	7 10 ⁻³
<i>NBD_10</i>	-0,229	0,076	-3,04	2 10 ⁻³
Statistiques du modèle				
Deviance	Modèle moyen	Modèle complet	X ²	P(> X ²)
-2 Log (vraisemblance)	152,6	132,2	20,4	0,01
R ² = 14,4	AIC = 138,2	C Somers = 0,81	Gamma = 0,64	

La probabilité qu'un individu du *cha1* forme un chablis est négativement corrélée au nombre total d'arbres présents dans son voisinage (*NBT_30*) et positivement corrélé avec l'augmentation du nombre d'arbres dominants (*dNBD_30*) dans ce même voisinage (cercle de

30m de rayon) (Fig. 2.3a). Selon le modèle, les individus du groupe du *cha2*, localisés à proximité d'une nappe phréatique ont une probabilité 3 fois plus élevée de former un chablis que les autres individus (1,8% contre 0,6%). Pour les espèces du *cha3* la probabilité qu'un arbre forme un chablis est d'autant plus élevée que sa croissance passée est faible (*I*) et qu'il n'a pas d'autres arbres dominants (*NBD_10*) dans son voisinage proche (cercle de 10m de rayon) (Fig. 2.3b).

Figure 2.3. Relation entre les variables prédictives et la probabilité d'un arbre des groupes *cha1* (a) et *cha3* (b) former un chablis.



Caractéristiques des groupes de mortalité par chablis

Les 39 espèces suivies dans cette étude se répartissent dans les trois groupes *cha1*, *cha2* et *cha3* de la façon suivante : 15 espèces dans les groupes *cha1* et *cha2* et 9 dans le groupe *cha3*. Ces groupes comptent respectivement 1256, 6270 et 885 individus vivants et 39, 40 et 15 chablis (Annexe 3).

Les espèces des trois groupes présentent des densités de bois et des diamètres maximaux similaires (0,71; 0,83 et 0,83g/cm³ densité moyenne du bois respectivement pour *cha1*, *cha2* et *cha3*. $F=2,35$; $dl=37$; $p\text{-value}=0,13$; et 52,2 ; 61,3 et 63,6 cm pour le diamètre maximal moyen respectivement pour *cha1*, *cha2* et *cha3*, $F=2,12$; $dl=37$; $p\text{-value}=0,15$).

Les groupes de mortalité par chablis sont par contre très hétérogènes d'un point de vue écologique puisque au minimum 4 tempéraments sont représentés dans chaque groupe dans des proportions relativement proches (Fig. 2.4, Annexe 3).

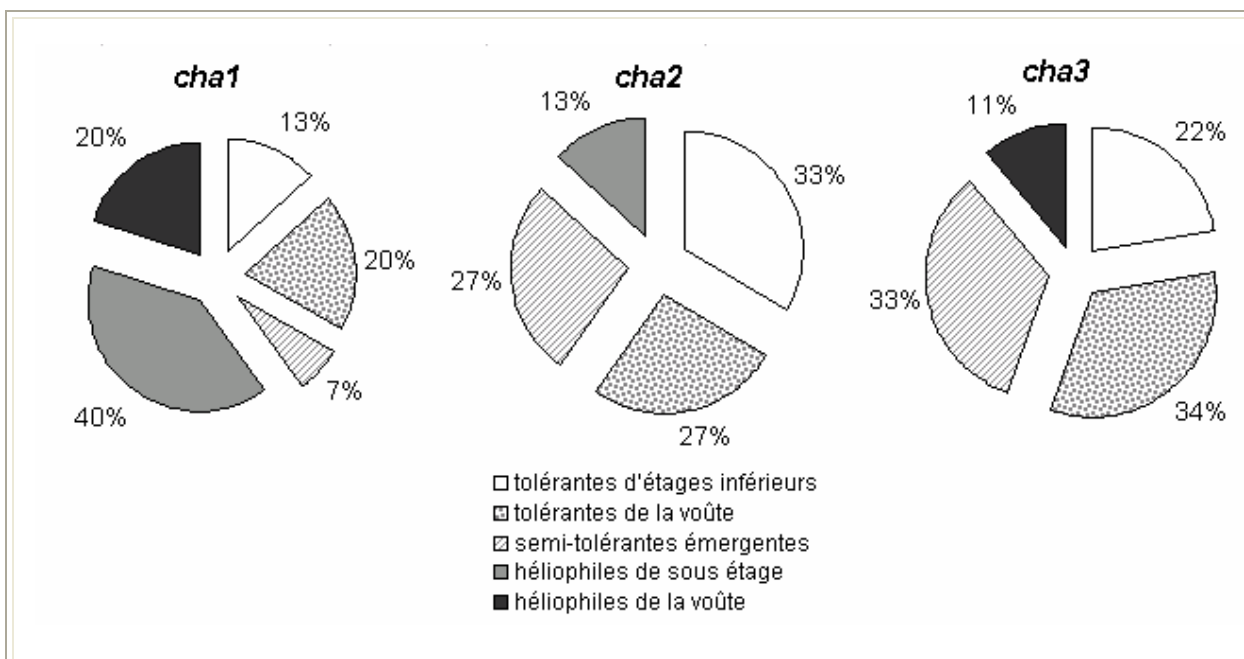


Figure 2.4. Participation des espèces des différents comportements écologiques, sensu Favrichon (1994), dans les trois groupes de mortalité par chablis.

Validation des modèles

Mortalité sur pied

Sur la période de calibration les modèles de mortalité sur pied prédisent des valeurs proches à celles réellement observées (différence inférieure à 0,3% par rapport aux données observées, Tab. 2.13). On constate cependant une tendance du modèle à surestimer légèrement le nombre de morts pour les parcelles exploitées et à le sous-estimer pour les parcelles témoins, indépendamment du groupe de mortalité (Tab.2.13).

En dehors de la période de calibration, on constate une surestimation de la mortalité sur pied pour les individus du groupe *msp1* et une sous-estimation pour le groupe *msp2*, indépendamment du type de parcelle – témoins ou traitées - et de la période de validation analysée.

L'évolution du peuplement et des variables explicatives utilisées dans la modélisation de la mortalité sur pied peut expliquer ce comportement. La variable *dNBD_30* (changement du nombre d'individus dominants) utilisée dans le modèle du groupe *msp1* par exemple, est passée d'une valeur moyenne de -20 (individus) sur la période de calibration (1988-1991) à -5 et -3 respectivement pour les périodes 1991-1994 et 1994-1997 dans les parcelles traitées. Cette évolution, indiquant une augmentation dans la « dominance » du peuplement s'est traduite par la surestimation de la mortalité des individus de ce groupe.

Tableau 2.13. Nombre de morts sur pied observés et prédits toutes espèces confondues et pour les différents groupes de mortalité (*msp1* et *msp2*) à différentes périodes et sur les parcelles traitées et témoins. Les valeurs entre parenthèses indiquent le pourcentage de morts en relation avec le nombre d'individus vivants.

Parcelles	Groupe de mortalité	Nb de morts sur pied	Période		
			Calibration	Validation	
			1988 - 1991	1991 - 1994	1994 - 1997
traitées	msp1	observés	40 (2,1%)	53 (2,5%)	54 (2,3%)
		prédits	42 (2,2%)	60 (2,8%)	68 (2,9%)
	msp2	observés	22 (0,5%)	45 (0,9%)	62 (1,1%)
		prédits	27 (0,6%)	28 (0,5%)	30 (0,5%)
	1 seul groupe	observés	62 (0,9%)	98 (1,3%)	116 (1,5%)
		prédits	113 (1,7%)	116 (1,6%)	118 (1,5%)
témoins	msp1	observés	43 (4,3%)	24 (2,4%)	17 (1,6%)
		prédits	41 (4,1%)	42 (4,3%)	41 (3,9%)
	msp2	observés	24 (1%)	29 (1,2%)	27 (1,0%)
		prédits	19 (0,8%)	19 (0,8%)	20 (0,7%)
	1 seul groupe	observés	67 (1,9%)	53 (1,6%)	44 (1,2%)
		prédits	60 (1,7%)	59 (1,8%)	60 (1,7%)

Pour le modèle du groupe *msp2*, la sous-estimation de la mortalité peut être liée à l'évolution de la variable *I* (accroissement diamétrique passé) qui est passée de 0,18cm/an en moyenne sur la période de calibration (1988-1991) à 0,22cm/an sur les périodes subséquentes (1991-1994 et 1994-1997) réduisant, à partir de notre modèle, la probabilité de mourir des individus de ce groupe.

En appliquant l'équation 2.2 à l'ensemble des espèces (confondues) la tendance dans la période de calibration à surestimer la mortalité dans les parcelles exploitées et de la sous-estimer dans les parcelles témoins est encore observée. En dehors de cette période le modèle surestime la mortalité indépendamment de la parcelle.

Sur la période de calibration les valeurs prédites à partir des modèles des *msp1* et *msp2* sont plus proches des valeurs observées que lorsque l'on considère un seul groupe de mortalité. L'utilisation d'un seul modèle sur la période de calibration et dans les parcelles exploitées surestime la mortalité à plus de 80%. Ce modèle n'a pas été capable de suivre l'évolution observée entre 1988 et 1997 de l'augmentation de la mortalité dans les parcelles traitées.

Mortalité par chablis

Sur la période de calibration, les modèles de mortalité par chablis prédisent des valeurs proches à celles réellement observées indépendamment du type de parcelle et du groupe de mortalité (Tab.2.14). Sur la période de validation (1991-1994 et 1994-1997) le modèle du groupe *cha1* surestime la mortalité. Comme pour la mortalité sur pied ce résultat s'explique par l'évolution de la valeur de la variable *dNBD_30*. Le modèle *cha2* prédit de manière satisfaisante la mortalité sur la période de validation, indépendamment du type de parcelle. Le modèle du groupe *cha3* sous-estime la mortalité par chablis sur la période de validation dans les parcelles exploitées. Comme pour les *msp*, cette sous-estimation est sans doute liée à la variable *I* (accroissement diamétrique passé). En effet, après l'exploitation, l'accroissement diamétrique passé des individus de ce groupe, passe de 0,19cm/an durant la période de calibration à 0,29cm/an sur la période de validation, ce qui, selon notre modèle, réduit la probabilité de mourir par chablis.

Tableau 2.14 Nombre de chablis observés et prédits toutes espèces confondues et pour les différents groupes de mortalité (*cha1*, *cha2* et *cha3*) à différentes périodes et sur les parcelles traitées et témoins. Les valeurs entre parenthèses indiquent le pourcentage de morts en relation avec le nombre d'individus vivants.

Parcelles	Groupe de mortalité	Nombre de morts sur pied	Périodes		
			Calibration	Validation	
			1988 - 1991	1991 - 1994	1994 - 1997
traitées	<i>cha1</i>	observés	24 (2,8%)	22 (2,3%)	16 (1,5%)
		prédits	25 (2,9%)	52 (5,4%)	56 (5,2%)
	<i>cha2</i>	observés	20 (0,5%)	29 (0,6%)	29 (0,6%)
		prédits	25 (0,6%)	29 (0,6%)	30 (0,6%)
	<i>cha3</i>	observés	11 (1,7%)	12 (1,6%)	13 (1,7%)
		prédits	10 (1,6%)	10 (1,4%)	9 (1,2%)
	1 seul groupe	observés	55 (1%)	63 (1%)	58 (0,9%)
		prédits	78 (1,4%)	83 (1,3%)	86 (1,3%)
témoins	<i>cha1</i>	observés	15 (3,5%)	9 (2,1%)	5 (1,1%)
		prédits	14 (3,2%)	14 (3,2%)	16 (3,5%)
	<i>cha2</i>	observés	20 (0,9%)	15 (0,7%)	12 (0,5%)
		prédits	15 (0,7%)	15 (0,7%)	16 (0,7%)
	<i>cha3</i>	observés	4 (1,6%)	3 (1,1%)	3 (1,1%)
		prédits	5 (1,9%)	4 (1,5%)	4 (1,5%)
	1 seul groupe	observés	39 (1,3%)	27 (1%)	20 (0,7%)
		prédits	43 (1,5%)	43 (1,5%)	44 (1,5%)

L'équation 2.3. a été testée pour un seul groupe d'espèces. Ce modèle surestime la mortalité par chablis dans les parcelles témoins et les parcelles exploitées indépendamment de la période utilisée pour l'analyse, i.e. calibration ou validation. Dans les parcelles exploitées cette surestimation est de l'ordre de 30 à 60%.

Globalement les modèles par groupes et le modèle pour un seul groupe (toutes espèces confondues) font des prévisions médiocres de la mortalité par chablis. Les valeurs de R² indiquaient déjà cette incapacité des modèles à reproduire ce processus. Sur la période de calibration, les modèles par groupes prédisent un nombre de morts proche de celui observé, tandis que le modèle pour un seul groupe surestime la mortalité.

Discussion et Conclusions

Une Nouvelle approche dans la modélisation de la mortalité

La séparation des espèces et la calibration de nouveaux modèles a permis l'utilisation de variables autres que celles communément utilisées pour la modélisation de la mortalité. La procédure utilisée pour la classification des espèces a ainsi permis de séparer clairement la mortalité sur pied de celle par chablis. L'approche que nous avons utilisée, en analysant séparément les différents types de mortalité et en classant les espèces par rapport à leurs traits, confère de la robustesse à nos résultats. En effet, contrairement à d'autres modèles appliquant un taux de mortalité constant au peuplement quelque soit l'espèce et les conditions environnementales (Gourlet-Fleury, 1997 ; Alder et Silva, 2000), notre étude a permis de prendre en compte de façon plus détaillée le processus de mortalité. Ainsi, en distinguant deux types de mortalité (sur pied et par chablis) nous avons mis en évidence des mécanismes propres à chaque type de mortalité faisant appel à des variables souvent distinctes. Les 5 groupes de mortalité ainsi formés sont différents de toutes les autres classifications de groupes écologiques proposées pour les mêmes espèces sur le site de Paracou (Favrichon, 1994 ; Gourlet-Fleury, 1997 ; Delcamp, 2007). En effet, le fait d'utiliser des variables caractéristiques du comportement des espèces à caractère dynamique et morphologique (i.e. accroissement, diamètre) et des variables liées à l'environnement immédiat de l'arbre (densité du voisinage, nappe phréatique), des espèces de groupes écologiques très différents peuvent selon nos modèles appartenir à un même groupe de mortalité.

Le poids des variables explicatives dans les modèles de mortalité sur pied et de mortalité par chablis

Les deux types de mortalité distingués de façon intuitive (mort sur pied vs mort par chablis) montrent au niveau des modèles des caractéristiques relativement différentes, notamment en ce qui concerne le poids des variables explicatives dans les groupes de *mSP* et *cha*. Ainsi, dans les groupes de mortalité sur pied, les variables biotiques telles que l'accroissement diamétrique passé et le diamètre sont les plus importantes puisque la première est retenue dans les deux groupes et la seconde est associée à la première dans le groupe *mSP2*. Les groupes de mortalité par chablis montrent par contre une tendance forte à retenir plutôt des variables explicatives descriptives du milieu environnant de l'arbre tombé comme la présence de nappe phréatique et la densité d'arbres au voisinage.

La relation entre une baisse de l'accroissement diamétrique passé et une plus grande probabilité d'un arbre de mourir est un phénomène qui a déjà été observé (Monserud, 1976 ; Pacala et al., 1993 ; Wyckoff et Clark, 2000 ; Chao et al., 2008). La croissance est en quelque sorte un indicateur de la vigueur de l'arbre, reflétant son habilité à utiliser la ressource disponible pour son développement et son état de santé (Swaine et al., 1987 ; Kobe et al., 1995). La relation entre l'accroissement passé et la probabilité de mourir sur pied varie cependant en fonction des espèces. Pour une même valeur d'accroissement diamétrique (par exemple, 0,1 cm/an) les individus du *mSP1*, regroupant les espèces héliophiles et tolérantes de petite taille ont une probabilité de mourir sur pied dix fois plus grande - 5% contre 0,4% - que celle des individus des espèces tolérantes de grande taille du *mSP2* (prédictions des équations 2.4 et 2.5 pour des individus ayant le même diamètre, dbh = 10,7cm, et même voisinage, dNBD_30=-4 arbres, données réelles). Le modèle prend donc en considération les caractéristiques des différents comportements des espèces. En effet, une faible croissance est pour le modèle de mort sur pied une indication d'une perte de vigueur et d'une probabilité plus forte de mourir. En raison de la méthodologie de classification proposée dans ce travail, nos modèles mettent en évidence cette dernière affirmation et avec une information en plus : les espèces héliophiles et tolérantes de grande taille ayant une faible croissance ont des probabilités plus élevées de mourir que les espèces tolérantes de petite taille. Ce résultat est conforme à l'idée du compromis entre l'acquisition des ressources et l'investissement dans la survie variant selon les espèces (van Noordwijk et de Jong, 1986 ; Loehle, 1987).

Le diamètre est une variable explicative importante du *mSP2* associée à la croissance passée. Les quelques études réalisées en forêt tropicale analysant le rôle du diamètre comme variable explicative de la mortalité aboutissent à des conclusions souvent contradictoires. Ainsi Lieberman et Lieberman (1987), Swaine et al. (1987) et Carey et al. (1994) indiquent

l'indépendance entre ce processus et le diamètre. Condit et al. (1995) montrent au contraire une relation positive en saison des pluies, et négative en saison sèche. King et al. (2006) observent aussi une relation positive sans toutefois tenir compte de la saison. Enfin Morneau (2007) et Chao et al. (2008) observent une relation également positive mais uniquement pour les arbres de petite et grande taille. Un de nos deux modèles de mortalité sur pied prédit une probabilité plus élevée de mourir pour les individus de grande taille ayant une faible croissance, indiquant encore une fois l'importance des facteurs biotiques (sénescence) dans ce type de mortalité (Durrieu de Madron, 1993).

L'accroissement diamétrique passé et le diamètre sont par contre des variables explicatives moins importantes pour les groupes de mortalité par chablis puisque seule la première est prise en compte dans un seul des 3 groupes (*cha3*). Des variables explicatives plus descriptives du milieu environnant de l'arbre tombé (nappe phréatique, densité d'arbres au voisinage) sont prises en compte dans les trois groupes *cha*. La chute d'un arbre peut en effet être due à des facteurs biologiques (sénescence, agents pathogènes), des facteurs abiotiques (sol hydromorphe, forte pluie, vent, pente forte, arbre isolé) ou encore les deux (Riera, 1983 ; Morneau, 2007 ; Ferry et al. 2010). Le *cha3* en prenant en compte à la fois la croissance passée de l'arbre et l'absence d'arbres voisins dominants dans son entourage comprend sans doute des arbres sénescents relativement isolés et vraisemblablement plus susceptibles de tomber après de fortes pluies suivies de vents forts. Les deux autres groupes de mortalité *cha1* et *cha2* montrent quant à eux des corrélations uniquement avec des variables descriptives de l'environnement proche des arbres tombés : densité d'arbres pour *cha1* et nappe phréatique pour *cha2*. Ainsi dans le groupe *cha2*, la présence de la nappe à moins d'1 m de profondeur augmente la probabilité de formation de chablis, confirmant ainsi les résultats de Morneau (2007) et Ferry et al. (2010). Dans le cas de conditions hydromorphes, l'enracinement est très superficiel (Lescure et Boulet, 1985), l'instabilité structurale des arbres localisés dans ces zones serait ainsi liée au développement d'un système racinaire superficiel incapable de leur garantir une bonne fixation (Lima et Moura, 2008). Parmi les 39 espèces testées dans la modélisation de la mortalité par chablis, quinze sont sensibles à la profondeur de la nappe phréatique. Or, la majeure partie des espèces sensibles à la profondeur de la nappe phréatique (87% du groupe *cha2*) sont des tolérantes ou semi-tolérantes. Ainsi, avec un taux de mortalité plus élevé, ces 15 espèces peuvent à terme réduire leur importance dans ces zones et influencer à long terme la composition floristique des bas fonds qui selon Ferry et al. (2010) est dominée par des espèces héliophiles.

Le nombre d'individus présents dans le voisinage de l'arbre participe comme variable explicative à trois modèles de mortalité : deux par chablis et un par mort sur pied. Les arbres

situés dans un environnement ayant souffert une réduction des effectifs dominants dans un passé proche (équations 2.4. et 2.6. variable *dNBD_30*) possèdent une très faible probabilité de mourir sur pied ou de former un chablis, à condition, toutefois que leur accroissement soit positif dans le cas des individus appartenant au *msp1* (équation 2.4) ou que l'environnement garde encore un nombre élevé d'arbres dans le cas du *cha1* (équation 2.6). Les variables explicatives décrivant les effectifs des peuplements caractérisent en quelque sorte la phase sylvigénétique de la forêt avoisinante: une réduction du nombre d'individus dominants indiquent une probable ouverture de la canopée (*-dNBD_30*) ; un environnement ayant un effectif très élevé suggère une phase intermédiaire d'un processus de récupération ou de recolonisation d'une trouée, avec par exemple une explosion du recrutement (*+ +NBT_30*) ; enfin un nombre élevé d'individus dominants dans un voisinage très proche (*+ NBD_10*) peut indiquer que la forêt se trouve dans les derniers stades de la sylvigénèse. Certes ces exemples sont des représentations grossières de la dynamique forestière, une réduction dans la variable *dNBD_30* par exemple peut simplement indiquer qu'un arbre a grossi et qu'il y a moins d'individus dominants autour de lui. Mais là encore cette variable révèle une information importante sur la dynamique de la forêt.

En utilisant des variables de densité ou de surface terrière il a été possible de reproduire en partie dans les modèles de mortalité une partie des caractéristiques du peuplement forestier au voisinage des arbres morts. La mortalité des arbres est fortement influencée par la dynamique de formation et cicatrization des trouées dans la forêt (Brokaw, 1985 ; Denslow, 1987). Les espèces répondent différemment à cette dynamique de la canopée (Brokaw, 1987 ; Tilman et Pacala, 1993). Notre modélisation de la mortalité, en ayant utilisée des variables décrivant l'environnement autour des arbres, a permis de saisir ces différentes réponses.

Les modèles et l'écologie des espèces

Mort sur pied

La classification des 44 espèces dans deux groupes de mortalité sur pied a permis le regroupement de toutes les espèces héliophiles (12) au sein du même groupe. De ce fait le groupe *msp2* ne possède que des taxons ayant un comportement écologique variant de tolérant à l'ombrage du sous-bois à semi-tolérant émergent. Le groupe *msp1* rassemble toutes les espèces héliophiles et les espèces tolérantes de taille et densité de bois inférieure à celle des espèces du groupe *msp2*. Les individus du *msp1* ont, selon leur modèle, une probabilité plus élevée de mourir sur pied dans une condition de faible croissance (variable *I*) et aussi dans

une condition de forte compétitivité (variable *dNBD_30*). Ceci reflète le comportement typique des espèces héliophiles, qui profitent des ouvertures du couvert forestier (trouées ou chutes de branches) pour se développer, occuper la canopée et se maintenir en vie, mais qui périssent dès lors que la canopée se referme sans qu'elles se soient dégagées du couvert (Durrieu de Madron, 1993). Les espèces tolérantes du *msp1* correspondent à un groupe particulier déjà identifié par Delcamp (2007) et caractérisé par une densité de bois plus faible que celle des autres espèces tolérantes, donc une tendance à la croissance plus élevée (Putz et al., 1983 ; Enquist et al., 1999 ; Muller-Landau, 2004) et un turn-over (moyenne entre mortalité et recrutement) plus élevé (Delcamp 2007). Le modèle décrivant la mortalité du groupe *msp2* possède comme variables explicatives l'accroissement passé et le diamètre de l'arbre. Le paramètre de l'accroissement passé est, pour ce groupe de tolérantes, inférieur à celui du groupe comportant les héliophiles et tolérantes à faible densité de bois (-5,002 versus -3,357), indiquant que pour une faible croissance, les individus du *msp2* ont une probabilité de mourir sur pied inférieure à celle des individus du *msp1*. La principale caractéristique des espèces tolérantes à l'ombre est précisément d'être capable de se maintenir en vie en condition défavorable de croissance (Swaine et al., 1987 ; Whitmore, 1998). Cette stratégie permet, in fine, aux espèces tolérantes d'avoir des individus dans les différentes classes de taille. Selon Turner (1990 ; 2001) les espèces tolérantes présentent de manière générale un faible taux de mortalité (i.e. tableau 2.12.) et cela dans toutes les classes diamétriques exceptées les plus grandes (voire aussi Hubbell et Foster, 1990). Or les individus tolérants de grande taille ont une probabilité plus élevée de mourir. Finalement, ce comportement a été détecté par le modèle *msp2* qui intègre la variable diamètre avec un coefficient positif.

Chablis

En dépit de la grande hétérogénéité écologique des groupes de mortalité par chablis, les variables sélectionnées et leurs coefficients présentent une certaine cohérence du point de vue de l'écologie des espèces constituant les différents groupes. Le modèle du groupe *chal* par exemple, composé majoritairement d'espèces héliophiles - 9 parmi 15 espèces du groupe *chal* (Favrichon, 1994) intègre deux variables décrivant le milieu environnant de l'arbre pour la modélisation de la mortalité par chablis : le nombre et l'évolution des effectifs du peuplement. La probabilité d'un arbre de ce groupe de former un chablis est d'autant plus forte que la densité du peuplement est faible et l'augmentation de la compétition est élevée. Ces conditions sont typiques des zones perturbées en phase de récupération où la compétition est très élevée et la probabilité de retrouver des individus de taxons héliophiles est tout aussi

élevée (!) : trouées d'exploitation, zones de chablis, bordure de forêt. La compétition augmente la probabilité de mourir (Brokaw, 1985 ; 1987 ; Denslow, 1987 ; voire aussi *msp1*), et dans une condition de faibles effectifs autour de l'arbre cette mortalité sera, selon le modèle *cha1*, plutôt du type chablis pour les espèces héliophiles.

Les groupes *cha2* et *cha3* sont essentiellement composé d'espèces tolérantes et semi-tolérantes à l'ombre. Pour *cha2*, le modèle possède comme seule variable explicative de la mortalité par chablis la présence de la nappe phréatique (*nappe*), tandis que pour le *cha3* les variables explicatives sont l'accroissement passé (*I*) et le nombre d'individus dominants autour de l'arbre dans le voisinage proche (*NBD_10*). D'un point de vue écologique et par rapport à leur densité du bois ou diamètre maximaux les espèces des deux groupes se ressemblent (Favrichon, 1995 ; Gourlet-fleury, 1997 ; Delcamp, 2007). Il est important de noter cependant que le groupe *cha2* rassemble la majeure partie des espèces issues de familles dominantes du site de Paracou, tels les *Lecythidaceae*, *Caesalpinaceae* et *Chrysobalanaceae*, avec plus de 70% des individus vivants de la base de données. Pour ces espèces à très faible croissance (Delcamp, 2007) et n'ayant aucune sensibilité à leur statut social (Gourlet-Fleury, 1997) la formation de chablis ne serait liée qu'à une instabilité due à leur localisation. Ainsi, les individus de ces espèces localisés sur sols peu profonds auraient une probabilité plus élevée de former des chablis.

La classification bayésienne et les groupes

La classification bayésienne basée uniquement sur le modèle et les données a généré des regroupements d'espèces différents selon le type de mortalité. Pour la mortalité sur pied, cette procédure a permis non seulement la création de deux groupes de mortalité possédant des traits morphologiques distincts (diamètre maximal et densité du bois) mais aussi ayant des caractéristiques écologiques différentes (rassemblement de toutes les espèces héliophiles dans le groupe *msp1*). Ceci est cependant moins perceptible pour la mortalité par chablis dont les groupes montrent une grande hétérogénéité tant au niveau des traits morphologiques comme au niveau des comportements.

Si les causes biologiques de la mort d'un arbre peuvent s'exprimer à travers des variables explicatives comme la baisse de croissance, il est par contre plus complexe d'aborder les facteurs abiotiques comme par exemple les vents forts pouvant provoquer la chute d'un arbre parfaitement sain mais peut être isolé. Le caractère déterministe et (aussi) stochastique de la mortalité constitue sans nul doute une difficulté majeure pour la simulation de ce phénomène qui de plus intervient de façon très rare. Cependant, malgré la relative faiblesse de

l'ajustement de la plupart de nos modèles de mortalité, cette étude démontre qu'il est possible de modéliser en partie ce processus en prenant en compte des variables explicatives de différentes natures biotiques et abiotiques. L'hétérogénéité des 5 groupes de mortalité en terme de comportement des espèces, et notamment dans les groupes de mortalité par chablis démontre aussi le fort caractère stochastique de la mortalité.

Références bibliographiques

- Alder D., Silva J.N.M., 2000. An empirical cohort model for management of Terra Firme forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 130, 141-157
- Banerjee S., Carlin B.P., and Gelfan A.E., 2004. *Hierarchical modeling and analysis for spatial data*. Monographs on statistics and applied probability, volume 101. Boca Raton, Chapman and Hall/CRC.
- Barreto P., Amaral P., Vidal E. and Uhl C., 1998. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 108 (1-2), 9-26
- Brienen, R.J.W. and Zuidema P.A., 2006. The use of tree rings in tropical forest management: Projecting timber yields of four Bolivian tree species. *Forest Ecology and Management* 226, 256-267
- Brokaw N.V.L., 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology* 66, 682-687
- Brokaw N.V.L., 1987. Gap-phase regeneration of three pioneer tree species in a tropical forest. *Journal of Ecology* 75, 9-20
- Carey E.V., Brown S., Gillespie A.J.R. and Lugo, A.E., 1994. Tree mortality in mature lowland tropical moist and tropical lower montane moist forests of Venezuela. *Biotropica* 26, 255-265
- Chambers J.M. and Hastie T.J., 1993. *Statistical Models in S*. New York, Chapman and Hall.
- Chao K.-J., Phillips O.L., Gloor E. et al., 2008. Growth and wood density predict tree mortality in Amazon forests. *Journal of Ecology* 96, 281-292
- Chave J., 1999. Study of structural, successional and spatial patterns in tropical rain forests using TROLL, a spatially explicit forest model. *Ecological Modelling* 124, 233-254
- Condit R., Hubbell S. P. and Foster R., 1995. Mortality Rates of 205 Neotropical Tree and Shrub Species and the Impact of a Severe Drought. *Ecological Monographs*, 65 (4), 419-439

- Delcamp M., 2007. *Groupes fonctionnels d'espèces et prédiction de la dynamique des peuplements d'arbres après perturbation en forêt dense tropicale humide : exemple en Guyane française*. Ph. D. Thesis Université Montpellier II, 371 p.
- Denslow J.S., 1987. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18, 431–451
- Durrieu de Madron L., 1993. Mortalité, chablis et rôles des trouées dans le dispositif d'étude sylvicole de Paracou en Guyane française. Ph. D. Thesis, C.T.F.T./ENGREF, 202 p.
- Ehlers R.S., 2003. Introdução a Inferência Bayesiana. Rapport de cours, 66 p.
- Enquist B.J., West G.B., Charnov E.L., Brown J.H. 1999. Allometric scaling of production and life history variation in vascular plants. *Nature* 401: 907–911
- Favrichon V., 1994. Classification des espèces arborées en groupes fonctionnels en vue de la réalisation d'un modèle de dynamique de peuplement en forêt guyanaise. *Revue d'Ecologie (La Terre et la Vie)* 49, 379-403
- Favrichon V., 1995. Modèle matriciel déterministe en temps discret. Application à l'étude de la dynamique d'un peuplement forestier tropical humide (Guyane Française). Ph. D. Thesis, Université Bernard, Lyon 1
- Ferry B., Morneau F., Bontemps J.D. et al., 2010 Higher treefall rates on slopes and waterlogged soils result in lower stand biomass and productivity in a tropical rain forest . *Journal of ecology*, 98(1), 106-116
- Fox J., 2002. *An R and S-PLUS Companion to Applied Regression*. London, Sage Publications, 312 p.
- Gourlet-Fleury S., 1997. *Modélisation individuelle spatialement explicite de la dynamique d'un peuplement de forêt dense tropicale humide (dispositif de Paracou, Guyane française)*. Ph.D. Thesis, Université Lyon 1, Villeurbanne, France, 274 p.
- Gourlet-Fleury, S., 1999. Individual-based spatially explicit modelling of forest stands in French Guiana. In: Laumonier, Y., King, B., Legg, C., Rennolls, K. (Eds.), *Proceedings of the international conference: Data Management and Modelling Using Remote Sensing and GIS for Tropical Forest Land Inventory*, Jakarta, Indonesia, October 26–29, pp. 473–490
- Gourlet-Fleury S. and Houllier F., 2000. Modelling diameter increment in a lowland evergreen rain forest in French Guiana. *Forest Ecology and Management* 131, 269-289
- Goulert-Fleury S., Ferry B., Molino J.-F. et al., 2004. Experimental plots: key features. In: *Ecology and Management of a Neotropical Rainforest. Lessons drawn from Paracou, a long-term experimental research site in French Guiana*. Paris, Elsevier, pp. 3-60

- de Graaf N.R., Poels R.L.H. and van Rampaey R., 1999. Effect of silvicultural treatment on growth and mortality of rainforest in Surinam over long periods. *Forest Ecology and Management* 124, 123-135
- Han, C. and Carlin B. P. 2001. Markov chain Monte Carlo methods for computing Bayes factors. *Journal of the American Statistical Association* 96, 1122-1132
- Harrell F.E.J., 2001. *Regression Modeling Strategies*. Corrected. Springer
- Higuchi N., Chambers J., dos Santos J. et al., 2004. Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da amazônia central. *Floresta* 34 (3), 295-304
- Kammesheidt L., Köhler P. and Huth A., 2001. Sustainable timber harvesting in Venezuela: a modelling approach. *Journal of Applied Ecology* 38 (4), 756-770
- King D.A., Davies S.J. and Noor N.S.M., 2006. Growth and mortality are related to adult tree size in a Malaysian mixed dipterocarp forest. *Forest Ecology and Management* 223, 152-158
- Kobe R.K., Pacala S.W., Silander J.A. et al., 1995. Juvenile tree survivorship as a component of shade tolerance. *Ecological Applications* 5, 517-532
- Köhler P. and Huth A., 1998. The effect of tree species grouping in tropical rain forest modelling - Simulation with the individual based model FORMIND. *Ecological Modelling* 109(3), 301-321
- Lescure J.P. and Boulet R., 1985. Relationships between soil and vegetation in a tropical rain forest in French Guiana. *Biotropica* 17(2):155-164
- Lima R.A.F. and Moura L.C., 2008. Gap disturbance regime and composition in the 10 Atlantic Montane Rain Forest: the influence of topography. *Plant Ecology* 197, 239-253
- Loehle C., 1987. Tree life history strategies: the role of defenses. *Canadian Journal of Forest Research* 18, 209-222
- Miller A., 2002. *Subset Selection in Regression*. London, Chapman & Hall, 260 p.
- Monserud R.A., 1976. Simulation of forest tree mortality. *Forest Science*, 22(3), 438-444
- Morneau F. 2007. *Effets d'un gradient d'engorgement sur la structure et la dynamique d'une forêt tropicale humide (Paracou, Guyane française)*. Ph. D. thesis Sciences Forestières, ENGREF, p.256.
- Muller-Landau, H. C. 2004. Interspecific and inter-site variation in wood specific gravity of tropical trees. *Biotropica* 36: 20-32
- Muller-Landau H.C., Wright S.J., Calderón O., Condit R., Hubbell S.P. 2008. Interspecific variation in primary seed dispersal in a tropical forest *Journal of Ecology* 96: 653-667

- van Noordwijk A.J. and de Jong G., 1986. Acquisition and allocation of resources: Their influence on variation in Life-History Tactics. *American Naturalist* 128, 137-142
- Pacala S. W., Canham C.D. and Silander J.A., 1993. Forest Models defined by field measurements: I. The design of a northeastern forest simulator. *Canadian Journal of Forestry* 23, 1980-1988
- Phillips P.D., Azecedo C.P., de Degen B. et al., 2004. An individual-based spatially explicit simulation model for strategic forest management planning in the eastern Amazon. *Ecological Modelling* 173, 335-354
- Putz F. E., Coley P.D., Lu K., Montalvo A., Aiello A. 1983. Uprooting and snapping of trees: Structural determinants and ecological consequences. *Canadian Journal of Forest Research* 13: 1011-102
- Raftery A.E., Newton M.A., Satagopan J.M., and Krivitsky P., 2007. Estimating the integrated likelihood via posterior simulation using the harmonic mean identity (with discussion). In J.M. Bernardo, M.J. Bayarri, J.O. Berger, et al. (Eds.), *Bayesian Statistics* 8, Oxford University Press, pp. 1-45
- R Development Core Team, 2004. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing
- Renard B., Lang M. and Bois P., 2006. Statistical analysis of extreme events in a non-stationary context via a Bayesian framework: case study with peak-over-threshold data. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 21(2), 97-112
- Riera B., 1983. Chablis et cicatrisation en forêt guyanaise. Ph. D. Thesis, Université Paul Sabatier, Toulouse.
- Robert C.P., 1992. *L'Analyse Statistique Bayésienne*. Paris, Economica.
- Robert C.P., Casella G. 1999. *Monte Carlo Statistical Methods*. Ed. Springer-Verlag, New York. 645p.
- Schwarz G.E., 1978. Estimating the dimension of a model. *Annals of Statistics* 6(2), 461-464
- Swaine M.D. and Lieberman D., 1987. Note on the calculation of mortality rates. *Journal of Tropical Ecology* 3, ii-iii
- Swaine M.D.; Lieberman D. and Putz F.E., 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology* 3:259-369
- Tilman D. and Pacala S., 1993. The maintenance of species richness in plant communities. In R.E. Ricklefs and D. Schuler (eds), *Species Diversity in Ecological Communities*, University of Chicago Press, pp. 13-25
- Turner I.M. 1990. Tree seedling growth and survival in a Malaysian rain forest. *Biotropica*, 22(2):146-154

- Turner I.M., 2001. *The ecology of trees in the tropical rain forest*. Cambridge, UK, Cambridge University Press, 298p.
- Vanclay J.K., 1991. Data requirements for developing growth models for tropical moist forests. *Commonwealth Forestry Review* 70, 248-271
- Vanclay J.K., 1995. Growth models for tropical forests: a synthesis of models and methods. *Forest Science* 41, 7-42
- Walker D.M., Pérez-Barbería F.J., Marion G. 2006. Stochastic modelling of ecological processes using hybrid Gibbs samplers. *Ecological Modelling* 198(1-2): 40-52
- Whitmore T.C., 1998. *An introduction to tropical rain forests*. Oxford, UK, Oxford University, 282 p.
- Wyckoff P.H. and Clark J. S., 2000. Predicting tree mortality from diameter growth: a comparison of approaches. *Canadian Journal of Forest Research* 30(1), 156-167

Chapitre 3

Modélisation du recrutement d'arbres en forêt tropicale humide

Introduction

L'impact à long terme de l'exploitation sélective en forêt tropicale sur la composition floristique future du peuplement reste encore difficile à prévoir (Flores 2005). Savoir à quelles espèces appartiendront les individus exploités lors des futures coupes permettrait aux gestionnaires forestiers d'orienter leurs décisions sur l'exploitation ainsi que sur la sylviculture à adopter pour conserver la richesse et la composition floristique des forêts. Or, le recrutement des arbres est un processus clé de la dynamique forestière jouant un rôle déterminant dans la composition et la diversité floristique d'une forêt. Pour prédire l'évolution à long terme de la composition floristique des forêts exploitées, il faut faire appel à des modèles capables de prendre en compte la dynamique des espèces recrutées (Gourlet-Fleury et al., 2005).

La modélisation du recrutement suppose la détermination, pour un intervalle de temps donné et pour chaque espèce, du nombre de nouveaux arbres apparaissant dans la première classe de diamètre d'inventaire (en général 10cm ; Gourlet-Fleury et Houllier, 2000). Deux variables doivent être définies : (1) le nombre d'individus recrutés et (2) l'identité des espèces recrutées. Ces variables peuvent être modélisées séparément, avec des modèles distincts pour prédire le nombre d'arbres recrutés parmi les espèces du peuplement (Vanclay, 1989 ; Alder et Silva, 2000) ; ou bien avec un seul modèle qui détermine directement, pour chaque espèce ou groupe d'espèces, le nombre de recrutés (Phillips et al., 2004). Les modèles de recrutement peuvent aussi être classés comme statiques ou dynamiques (Vanclay, 1995). Dans le premier cas, les caractéristiques du peuplement ne sont pas prises en compte dans la prédiction du recrutement et le nombre d'arbres à recruter est maintenu constant au cours du temps. Dans le deuxième cas, le nombre d'arbres à recruter est déterminé en fonction de variables caractéristiques du peuplement.

Une fois construits, les modèles de recrutement sont incorporés dans des simulateurs de la dynamique forestière. Les premiers simulateurs développés pour les forêts amazoniennes brésiliennes ont été décrits par Higuchi (1987) et Silva (1989) en utilisant respectivement une matrice de transition (chaîne de Markov) structurée par classes de diamètre et des tables de production. Plus récemment Alder et Silva (2000) puis Phillips et al (2004) ont développé respectivement les simulateurs *Cafogrom* (modèle des cohortes) et *Symfor* (modèle arbre). Ces simulateurs ont déjà été utilisés pour appuyer les décisions des forestiers brésiliens concernant l'intensité de l'exploitation et le cycle de coupe à employer dans les forêts amazoniennes (Freitas et al., 2008 ; Ruschel, 2008). Cependant, à l'exception du modèle

développé par Phillips et al. (2004), leur niveau de détail rend difficile leur utilisation pour évaluer à long terme l'impact de l'exploitation sur la composition floristique future des forêts.

Ceci n'est pas le cas pour les simulateurs décrivant l'évolution du peuplement à l'échelle de l'arbre (Gourlet-Fleury 1997). En effet, dans ces simulateurs, chaque arbre appartient à une espèce donnée, et la liste d'espèces représente la composition floristique des forêts simulées. En Amazonie, de tels simulateurs ont été développés par Gourlet-Fleury (1997), Chave (1999), Kammesheidt et al. (2001) et Phillips et al. (2004). Dans les modèles de Chave (1999) et de Kammesheidt et al. (2001) l'évolution d'un arbre dépend de processus écophysologiques tels que l'efficacité photosynthétique ou la respiration. Ces processus dépendent à leur tour de l'intensité lumineuse reçue par l'arbre. Dans le modèle de Phillips et al. (2004) les processus de la dynamique forestière –croissance, mortalité et recrutement – sont modélisés à partir des indices de compétition décrivant l'environnement proche de l'arbre. Pour le recrutement par exemple, la probabilité de recruter est déterminée en fonction d'un taux de croissance hypothétique qui à son tour a été estimé en fonction du nombre d'effectifs dans un carré de 900m². Le simulateur Selva (Gourlet-Fleury, 1997), objet de cette étude, détermine la croissance, la mortalité et le recrutement en fonction d'une série d'indices de compétition décrivant la surface terrière et le nombre d'effectifs présents dans des cercles de 30m de rayon. Le nombre d'arbres à recruter est estimé en fonction de la surface terrière existante dans un carré de 900m².

Dans la phase de modélisation des processus de la dynamique forestière, et pour palier le manque d'informations sur l'accroissement, la mortalité et le recrutement de chaque espèce de la forêt tropicale, on a souvent recours au regroupement d'espèces. Les différentes méthodes de regroupement s'appuient sur trois grands types de stratégie (Gourlet-Fleury et al., 2005): (1) stratégie écologique subjective - des groupes sont définis sur la base de caractéristiques morphologiques et physiologiques partagées par les espèces (Swaine et Whitmore, 1988) ; (2) stratégie écologique basée sur l'analyse de données – données de dynamique (recrutement, accroissement, mortalité), combinées ou non à des données morphologiques et physiologiques (Alder et Silva, 2000 ; Huth et Ditzer, 2000 ; Vanclay 1989), et (3) stratégie des processus de dynamique où les espèces sont regroupées en fonction de leurs similitudes en terme de recrutement, de mortalité ou de croissance (une classification par processus).

Les méthodes de regroupement adoptées dans les simulateurs de dynamique se sont appuyées soit sur la stratégie écologique subjective (Chave, 1999) soit sur la stratégie écologique basée sur l'analyse de données (Kammesheidt et al., 2001 ; Phillips et al., 2004). Dans cette étude, la stratégie adoptée sera celle de regrouper les espèces uniquement en fonction de leurs

caractéristiques de recrutement (troisième stratégie décrite dans le paragraphe précédent). L'objectif de cette approche est d'élaborer des modèles capables de reproduire les différents types de comportements des espèces lors de la phase de recrutement.

Dans ce chapitre, nous présentons les résultats de notre travail de modélisation du recrutement à partir des données issues d'une forêt amazonienne en Guyane Française. Ce travail est divisé en deux parties : la première est consacrée à la création de groupes d'espèces à partir des caractéristiques observées du recrutement après l'exploitation de la forêt, telles que le taux de recrutement après l'exploitation, l'intensité et l'année d'occurrence du pic de recrutement; la deuxième est consacrée à la création, pour chaque groupe d'espèces, d'un modèle propre de recrutement basé sur des variables décrivant la structure de la forêt – densité totale, surface terrière.

Matériel et Méthodes

L'analyse du recrutement a été faite à partir des données du dispositif de Paracou (chapitre *Sites et Données*). Le nombre d'individus recrutés dans les 12 parcelles a été enregistré au cours des campagnes de mesures effectuées tous les deux ans entre 1985 et 2005. Nous nous sommes concentrés sur 33 espèces ou code-espèces (EGE). Ces EGE (*Sites d'études et Méthodologie*) rassemblent 80% du total des individus recrutés durant la période 1985_2005 (Tab. 3.1.).

Classification

Pour chacun des 33 EGE, nous avons calculé des «taux de recrutement» à chaque intervalle de temps de deux ans et dans les neuf parcelles traitées du dispositif. On considère, ici, le taux de recrutement comme étant le ratio du nombre d'individus recrutés dans un intervalle de temps donné sur le nombre d'individus vivants au début de cet intervalle ; pour l'espèce «*i*» dans l'ensemble des parcelles traitées sur l'intervalle 1985_1987, le taux est :

Equation 3.1.

$$\text{Taux}_{i,t} 1985_1987 = \frac{\text{recrûs}_{i,t} 1985_1987}{\text{vivants}_{i,t} 1985}$$

Tableau 3.1. Effectifs recrutés à différents intervalles de temps pour les 33 EGE du dispositif de Paracou. Les 33 EGE rassemblent 80% des individus recrutés identifiés durant la période 1985_2005. Les espèces sont ordonnées par valeur décroissante du nombre total d'individus recrutés.

Code	Espèce	Intervalle										total	% du total
		85_87	87_89	89_91	91_93	93_95	95_97	97_99	99_01	01_03	03_05		
751	<i>Miconia</i> spp.	10	18	20	40	104	345	590	666	541	395	2729	13,6%
682	<i>Cecropia obtusa</i> Trecul		29	386	428	235	190	144	38	19	6	1475	7,4%
683	<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	1	17	260	298	215	124	104	28	14	8	1069	5,3%
656	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	4	7	20	79	138	198	232	123	106	71	978	4,9%
665	<i>Vismia</i> spp.	1	4	8	157	226	259	158	52	57	41	963	4,8%
620	<i>Inga peizizifera</i>	6	17	32	82	141	156	111	93	34	25	697	3,5%
802	<i>Inga</i> spp.	9	8	36	61	57	73	84	118	109	73	628	3,1%
614	<i>Oxandra asbeckii</i> (Pulle) R.E. Fries	36	58	58	55	56	60	103	36	44	29	535	2,7%
404	<i>Lecythis persistens</i> Sagot	28	52	73	67	43	62	106	32	40	16	519	2,6%
310	<i>Sterculia pruriens</i> (Aubl.) K. Schum.	6	20	32	51	81	111	92	62	33	22	510	2,5%
403	<i>Eschweilera sagotiana</i> Miers	22	65	58	73	29	70	75	51	31	23	497	2,5%
314	<i>Protium</i> spp.	22	30	42	37	25	38	69	70	53	51	437	2,2%
302	<i>Schefflera decaphylla</i> (Seem.) Harms	2	2	3	16	52	80	87	59	40	41	382	1,9%
218	<i>Symphonia</i> sp.	32	47	42	38	33	35	47	36	34	20	364	1,8%
616	<i>Tovomita</i> spp.	15	38	44	50	29	44	76	28	23	16	363	1,8%
224	<i>Eperua falcata</i> Aubl.	20	35	59	46	42	49	44	15	18	5	333	1,7%
304	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don	2	5	15	38	43	70	64	36	31	19	323	1,6%
703	<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	18	41	29	40	28	36	64	24	23	16	319	1,6%
688	<i>Xylopia nitida</i> Dunal	1	7	3	2	8	12	52	55	65	97	302	1,5%
704	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	9	19	42	26	16	41	55	25	18	16	267	1,3%
208	<i>Ocotea</i> spp.	14	20	32	32	26	36	29	27	15	8	239	1,2%

Tableau. 3.1. cont. -

Code	Espèce	Intervalle										total	% du total
		85_87	87_89	89_91	91_93	93_95	95_97	97_99	99_01	01_03	03_05		
705	<i>Licania alba</i> (Bernoulli) Cuatrec	7	21	14	10	17	38	56	38	13	19		
211	<i>Qualea rosea</i> Aubl.	9	13	18	17	18	26	23	32	29	31	216	1,1%
207	<i>Carapa procera</i> A. DC.	7	27	25	19	17	31	28	21	19	13	207	1,0%
210	<i>Tachigali melinonii</i> (Harms) Barneby	5	6	11	9	15	36	24	35	21	30	192	1,0%
657	<i>Pourouma melinonii</i> Benoist	1	1	2	6	16	43	40	26	23	29	187	0,9%
305	<i>Parkia nitida</i> Miq.	5	8	10	12	23	31	38	18	15	13	173	0,9%
701	<i>Licania</i> spp.	9	12	16	14	28	39	32	8	8	5	171	0,9%
709	<i>Licania membranacea</i> Sagot ex Laness.	8	13	12	14	9	9	51	26	18	6	166	0,8%
658	<i>Virola michelii</i> Heckel	4	11	4	12	8	14	32	26	25	20	156	0,8%
222	<i>Iryanthera sagotiana</i> (Benth.) Warb.	6	21	25	16	10	21	20	13	7	5	144	0,7%
103	<i>Dicorynia guianensis</i> Amsh.	4	19	18	12	9	21	16	13	12	18	142	0,7%
697	<i>Palicourea guianensis</i>				19	32	42	22	11	3	3	132	0,7%
	Autres	181	333	414	395	284	574	792	433	364	250	4020	20%
Total		504	1024	1863	2271	2113	3014	3560	2374	1905	1440	20068	

Les 33 EGE ont ensuite été classées à la main en différents groupes à partir de l'analyse visuelle de l'évolution du taux de recrutement sur les parcelles exploitées durant les 10 intervalles de temps. Les trois principales caractéristiques utilisées pour classer les espèces sont : 1) le temps écoulé entre l'exploitation forestière et le pic du recrutement, 2) l'intensité du pic, et 3) l'étendue du pic de recrutement (Fig.3.1). Cette procédure vise d'une part à classer les espèces selon leur stratégie de colonisation de la forêt après exploitation – espèces pionnières à courte durée de vie, pionnières longévives, héliophiles, tolérantes à l'ombrage– et d'autre part à générer des modèles capables de les reproduire. Le nombre de groupes retenu est lié au nombre de pics de recrutement observé sur l'ensemble des campagnes de mesure (première caractéristique citée ci-dessus) : 10 campagnes étant disponibles sur la série de mesures, nous pouvions constituer au maximum 10 groupes.

L'intensité et l'étalement du pic du recrutement ont ensuite été utilisées pour « améliorer » la classification en testant « à la main » (empiriquement) différents nombres de groupes et combinaisons d'espèces. Les modèles ayant le R2 le plus élevé ont été sélectionnés.

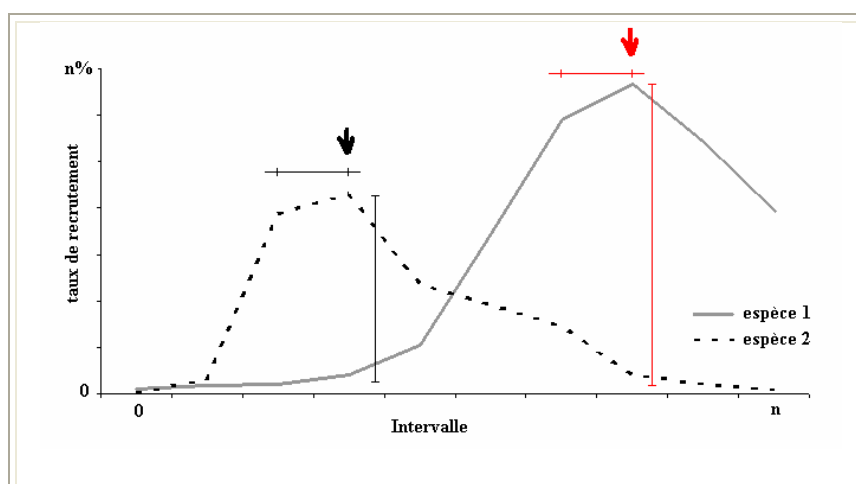


Figure 3.1. Evolution du taux de recrutement de deux espèces sur les parcelles exploitées durant n intervalles de mesure. Les caractéristiques observées sont : (i) intensité de recrutement (lignes verticales), (ii) la durée du pic de recrutement (lignes horizontales) et (iii) le temps écoulé entre l'exploitation forestière et le pic du recrutement (flèches).

Construction des modèles

Après avoir classé les espèces en groupes, des modèles de recrutement ont été calibrés pour chacun d'eux. Les données issues des 12 parcelles du dispositif ont été utilisées. Chaque parcelle de 6,25ha a été subdivisée en carrés de 10x10m. Nos modèles déterminent directement, pour chaque groupe d'espèces, le nombre d'arbres à recruter. Ainsi, la variable dépendante est le nombre d'individus d'un groupe donnée d'espèces qui ont été recrutés dans un carré de 10x10m sur un intervalle de deux ans.

En raison de la nature de la variable dépendante (variable de comptage) et de la non-normalité de sa distribution, nous avons fait appel à des modèles linéaires généralisés (GLM). Nous avons utilisé un modèle de Poisson défini par la fonction:

Equation 3.2.

$$p(y_i | \lambda) = \frac{e^{-\lambda} \lambda^{y_i}}{y_i!}$$

Où y est le nombre de recrues du groupe « i » dans le carré de 10x10m (0, 1, 2...) dans un intervalle de deux ans, et λ est le paramètre de forme de la distribution. λ dépend à son tour des variables explicatives à partir de la fonction de liaison :

Equation 3.3.

$$\lambda = e^{(\alpha + \beta_1 x_1 + \dots + \beta_n x_n)}$$

où x_n sont les « n » variables explicatives, α et β sont les paramètres de la fonction.

Soixante-douze variables explicatives ont été testées (Tab.3.2). Il s'agit d'indices de compétition calculés pour chaque carré décrivant son occupation, l'occupation de son voisinage proche, et l'évolution de cette occupation dans le temps (Fig.3.2).

Tableau 3.2. Variables explicatives utilisées dans la modélisation du recrutement.

1) Nombre d'effectifs (<i>NT</i>) et surface terrière (<i>ST</i>) calculés pour l'ensemble des individus avec dbh \geq 10cm présents sur le carré = 2 variables
2) <i>NT</i> et <i>ST</i> calculés pour les individus de petite taille : a) ayant un dhp \leq 30cm = 2 variables; b) ayant un dhp \leq 20cm = 2 variables
3) <i>NT</i> et <i>ST</i> calculés pour les individus de grande taille : a) ayant un dhp \geq 40cm = 2 variables; b) ayant un dhp \geq 50cm = 2 variables
4) <i>NT</i> et <i>ST</i> calculés pour les individus d'espèces pionnières - <i>Cecropia obtusa</i> , <i>C. sciadophylla</i> , <i>Tapirira guianensis</i> et <i>Vismia</i> spp. – présents dans le carré. Les indices sont exprimés sous la forme d'un ratio entre espèces pionnières et l'ensemble des espèces présentes sur le carré = 2 variables
5) Différentiel de valeur des indices listés ci-dessus pour chaque intervalle de deux ans = 12 variables
6) Différentiel de valeur des indices listés ci-dessus entre l'année cible et l'année 1985, i.e. année prise comme référence pour décrire une forêt non-perturbée = 12 variables
7) Calcul des indices précédents en prenant en compte les arbres situés sur le carré et sur les 8 carrés voisins (dorénavant appelé « carré élargi », fig.1) = 36 variables
Nous avons noté les 72 variables de la façon suivante : « <i>NT</i> » ou « <i>ST</i> » indique si l'indice représente respectivement le nombre d'effectifs ou la surface terrière du carré « <i>c</i> » ou du carré élargi « <i>v</i> » ; les chiffres « 20 », « 30 », « 40 » et « 50 » indiquent la taille des individus pris en compte dans la détermination de l'indice ; la lettre « <i>d</i> » indique si la variable est un différentiel relatif à l'année de référence 1985, « <i>dr</i> » indique si la variable est un différentiel calculé sur un intervalle de deux ans ; « <i>Col</i> » indique si l'indice est relatif aux espèces pionnières. Ainsi « <i>dr_NT_20_c</i> = -13 » signifie que l'effectif des arbres \leq 20cm dbh a diminué entre l'année de référence (1985) et l'année cible sur le carré de 10x10m.

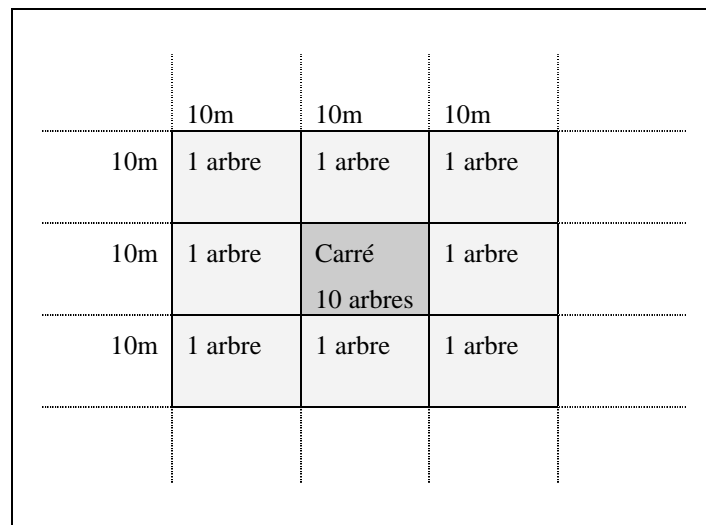


Figure 3.2. Schéma de la prise en compte des carrés autour du carré cible. Dans la figure le nombre total d'arbres du carré (gris foncé) et du carré élargi (gris claire) sont respectivement, $NT_c = 10$ arbres et $NT_v = 18$ arbres.

Les carrés situés le long des bords des parcelles ont été exclus de l'analyse. Au total, nous avons donc travaillé sur 529 carrés par parcelle (sur 625), 12 parcelles, 10 intervalles de temps, soit 63480 observations. Le tableau 3.1. présente le nombre de recrues par espèces dans les différents intervalles de temps.

Analyses

Nous avons adopté une approche fréquentiste pour le calcul des paramètres des modèles de recrutement pour chacun des groupes formés à la main. La calibration du modèle de Poisson a été réalisée à l'aide des "bibliothèques" *Leaps* (Miller, 2002), *Car* (Fox, 2002) et *Stats* du logiciel libre R (R Development Core Team, 2005) version 2.7.2 de 2008. La sélection des variables explicatives a été faite en utilisant la procédure de sélection pas à pas (Chambers et Hastie, 1993) avec l'algorithme *regsubsets* de *Leaps* (Fox 2002). Cette méthode compare de manière exhaustive des ensembles de variables explicatives de différentes tailles, leur nombre maximal ayant été défini avant le lancement de l'algorithme, i.e. 12 variables (arguments $nvmax=12$, $nbest=1$, $method=exhaustive$). Cet algorithme fait appel à la fonction *glm* de *Stats* pour la calibration des modèles (arguments $family=poisson$, $start$, $etastart$ et $mustart=NULL$). Les modèles ainsi créés sont comparés entre eux par leur *Bayesian Information Criterion* ($BIC = -2 \cdot \log\text{-vraisemblance} + npar \cdot \log(nobs)$, où $npar$ est le nombre de paramètres et $nobs$ le nombre d'observations). Les modèles qui possèdent les indices BIC les plus petits sont sélectionnés (Schwarz, 1978 ; Harrell Jr., 2001).

Pour évaluer les modèles de recrutement calibrés, des comparaisons ont été faites entre effectifs recrutés observés et effectifs prédits par les modèles sur le même jeu de données de

calibration. Les modèles ont cependant été appliqués séparément sur chaque parcelle du dispositif.

Résultats

Classification

L'analyse de l'évolution des taux de recrutement des 33 EGE dans les parcelles exploitées a permis de distinguer 6 groupes de recrutement, illustrant chacun une stratégie particulière (Tab.3.3). Le premier groupe est composé d'un seul EGE : *Miconia* spp. Le nombre d'individus recrutés par ce groupe a augmenté immédiatement après l'exploitation, et graduellement jusqu'à 1997, passant de 0,3 arbre/ha recrutés deux ans après l'exploitation à 10 arbres/ha recrutés 14 ans après l'exploitation (Tab.3.1). Le pic de recrutement a été atteint 10 ans après l'exploitation (1997) avec un taux de recrutement de 109% (Tab.3.3). Après ce pic, le taux de recrutement baisse graduellement jusqu'à 25% 16 ans après l'exploitation, un taux semblable à celui enregistré dans les parcelles témoins (Tab.3.3).

Le second groupe rassemble 13 EGE (Tab.3.3). Toutes ont eu une réponse très rapide à l'exploitation (Tab.3.1). En termes relatifs, cette augmentation n'est pas très marquée, 1% voire 2% de plus deux ans après l'exploitation pour la plupart des espèces mais avec une claire différenciation entre les parcelles exploitées et les parcelles témoins (Tab.3.3). Il est intéressant aussi de noter que dans les parcelles exploitées ces espèces ont maintenu leur taux de recrutement relativement haut durant une période de 8 à 10 ans, avec deux pics de recrutement (deux/quatre ans après l'exploitation et huit/dix ans après exploitation respectivement) (Tab.3.3).

Le troisième groupe rassemble les deux espèces de *Cecropia* présentes sur le site (*C. obtusa* et *C. sciadophylla*). Elles représentent respectivement 7,4% (2^{ème} position) et 5,3% (3^{ème}) de tous les effectifs recrutés sur la période 1985_2005, derrière *Miconia* spp. (Tab.3.1). Les *Cecropia* ont fortement augmenté leur recrutement quatre ans après l'exploitation. Leur participation au total des effectifs recrutés dans les 12 parcelles, est passée de moins de 5% en 1989 à plus de 35% en 1991 (Tab.3.1). Pendant la période 1989_1991, le taux de recrutement de *C. obtusa* et de *C. sciadophylla* a été respectivement de 522% et 435%. Ce pic de recrutement a été suivi d'une très forte baisse quatre ans plus tard, passant à 53% et 73%. A la fin de la période de mesure (2005), ce taux était tombé à seulement 1% pour les deux espèces (Tab.3.3). Le quatrième groupe rassemble 8 EGE qui ont présenté de forts taux de recrutement, de la 6^{ème} à la 8^{ème} année après l'exploitation forestière (Tab.3.1), variant entre 29% pour l'espèce *Sterculia pruriens* à plus de 290% pour *Vismia* spp. (Tab.3.3).

Tableau 3.3. Caractéristiques des six stratégies de recrutement des 33 espèces dans les 9 parcelles exploitées (logg) du site de Paracou. Les stratégies ont été obtenues à partir de l'observation de l'évolution du taux de recrutement sur 10 intervalles de mesure. Le taux de recrutement de chaque intervalle pour chaque espèce a été calculé à partir de la division du nombre d'individus recrutés de l'intervalle par le nombre d'individus vivants au début de l'intervalle, ex.: taux 85_87 = recrûs 85_87/vivants 85. Les taux des parcelles témoins (nat) sont aussi présentés dans le tableau.

<p>Pour comprendre le tableau: On a distingué 6 stratégies de recrutement parmi les espèces ayant eu une augmentation de leur taux de recrutement dans les parcelles exploitées et suite au passage de l'exploitation:</p> <p>1 – réponse immédiate mais avec augmentation graduelle du taux jusqu'à 10 ans après l'exploitation; 2 – réponse immédiate mais avec maintien du taux durant une période de 8 à 10 ans; 3 – très forte réponse à l'exploitation avec pic de recrutement 4 ans après l'exploitation; 4 – fort recrutement durant une courte période entre la 6^{ème} et la 8^{ème} année après l'exploitation; 5 – augmentation plus ou moins forte avec pic de recrutement entre la 10^{ème} et la 12^{ème} année; 6 – augmentation graduelle du taux jusqu'à 14 ans après l'exploitation.</p> <p>Les 6 stratégies sont schématisées par le tableau ci-dessous. A droite, on indique pour chaque espèce sa stratégie et son taux de recrutement à chaque intervalle dans les parcelles exploitées et témoins. Les espèces sont ordonnées par valeur décroissante du nombre total de recrûs (cf. tableau 3.1). Trois espèces (en gras) ont eu des taux importants principalement dans les parcelles témoins et n'ont pas participé à cette classification.</p>											
Strateg	Nb esp	Intervalles									
		85_87	87_89	89_91	91_93	93_95	95_97	97_99	99_01	01_03	03_05
1	1										
2	13										
3	2										
4	8										
5	5										
6	1										

Espèce	plots	Intervalles									
		85_87	87_89	89_91	91_93	93_95	95_97	97_99	99_01	01_03	03_05
<i>Miconia</i> spp.	logg	34	38	50	61	94	109	103	65	38	25
	nat	20	15	10	8	14	30	32	32	20	18
<i>Cecropia obtusa</i>	logg	121	486	522	452	53	21	12	6	2	1
	nat	17	11	22	11	22	39	57	54	34	23
<i>Cecropia sciadophylla</i>	logg	76	388	435	402	73	30	15	7	2	1
	nat	0	0	0	22	33	42	19	8	0	0
<i>Tapirira guianensis</i>	logg	15	35	70	98	97	77	47	28	15	12
	nat	3	2	0	2	2	12	13	18	7	6
<i>Vismia</i> spp.	logg	17	32	245	293	293	93	37	20	10	10
	nat	2	1	0	0	0	0	11	11	24	20
<i>Inga pezizifera</i>	logg	5	7	16	27	33	28	19	11	7	4
	nat	3	7	7	8	3	5	4	4	1	1
<i>Inga</i> spp.	logg	9	22	35	42	37	29	31	28	23	18
	nat	6	5	4	4	4	7	10	12	10	7
<i>Oxandra asbeckii</i>	logg	5	5	6	5	5	6	6	5	3	3
	nat	3	3	1	2	2	3	3	2	2	2
<i>Lecythis persists</i>	logg	1.4	1.9	2.4	2.4	2.2	2.6	2.5	2	0.9	0.8
	nat	1.2	1.6	1.9	1.6	1	1.8	1.9	2.2	1.2	1.3
<i>Sterculia pruriens</i>	logg	5	8	16	24	29	28	20	11	6	4
	nat	1	2	3	4	2	2	4	4	5	4

Tab.3.3. cont. -

Espèce	Plots	Intervalles									
		85_87	87_89	89_91	91_93	93_95	95_97	97_99	99_01	01_03	03_05
<i>Eschweilera sagotiana</i>	logg	1	2	3	2	3	2	3	2	1	1
	nat	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Protium</i> spp.	logg	3	5	7	7	7	8	12	12	11	9
	nat	3	3	2	2	1	3	4	4	4	3
<i>Schefflera decaphylla</i>	logg	4	5	33	79	105	94	55	32	17	13
	nat	0	2	2	13	11	19	12	23	15	17
<i>Symphonia</i> sp.	logg	3	3	4	4	4	4	4	4	3	3
	nat	3	3	3	3	2	2	2	3	2	2
<i>Tovomita</i> sp.	logg	4	6	8	7	7	7	7	5	3	2
	nat	2	2	3	3	3	4	4	4	3	2
<i>Eperua falcata</i>	logg	1	6	7	8	4	4	3	2	1	1
	nat	1	12	35	57	46	23	1	0	0	0
<i>Jacaranda copaia</i>	logg	3	7	19	28	36	32	25	15	9	8
	nat	2	4	6	5	2	3	5	6	3	2
<i>P. schom_burgkiana</i>	logg	2.7	2.4	3.3	2.7	3.2	3.1	3	2.4	1.5	1.2
	nat	1.5	1.9	1.6	1.6	1.4	2.8	2.9	2.8	1.9	2.2
<i>Xylopia nitida</i>	logg	7	6	11	16	23	57	64	69	43	40
	nat	0	0	0	2	4	4	2	2	9	13
<i>Licania heteromorpha</i>	logg	2	4	5	4	5	6	6	5	3	2
	nat	1	2	2	2	1	1	2	2	1	2
<i>Ocotea</i> spp.	logg	5	8	10	11	13	13	12	8	5	3
	nat	4	3	3	3	2	2	3	5	4	4
<i>Licania alba</i>	logg	1	1	1	1	2	3	3	3	1	1
	nat	2	2	2	2	5	8	11	9	8	7

Espèce	Plots	Intervalles									
		85_87	87_89	89_91	91_93	93_95	95_97	97_99	99_01	01_03	03_05
<i>Qualea rosea</i>	logg	2	4	6	8	8	10	10	10	8	9
	nat	1	1	1	1	1	1	0	2	2	3
<i>Carapa procera</i>	logg	4	5	7	6	6	7	7	6	4	4
	nat	1	1	2	1	2	2	2	1	1	1
<i>Tachigali melinonii</i>	logg	3	5	8	12	20	23	24	16	14	11
	nat	4	3	1	2	2	3	3	3	5	6
<i>Pourouma melinonii</i>	logg	4	8	21	34	79	87	83	37	23	19
	nat	0	0	0	11	11	22	28	28	26	14
<i>Parkia nitida</i>	logg	8	11	17	23	29	30	24	15	8	6
	nat	4	6	4	4	1	3	2	3	2	3
<i>Licania</i> spp.	logg	1	3	4	6	7	8	6	3	1	1
	nat	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1
<i>L. mem_branacea</i>	logg	2	2	3	4	4	8	12	14	9	4
	nat	1	3	5	5	3	7	9	10	3	2
<i>Virola michelii</i>	logg	5	4	6	5	11	16	19	17	12	10
	nat	4	4	3	1	0	1	2	2	4	5
<i>Iryanthera sagotiana</i>	logg	2	3	4	3	3	4	4	3	2	1
	nat	2	1	1	1	1	2	2	2	1	1
<i>Dicorynia guianensis</i>	logg	2	3	4	3	3	4	4	3	3	3
	nat	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2
<i>Palicourea guianensis</i>	logg	0	0	70	130	150	84	35	16	13	5
	nat	0	0	0	0	0	11	11	11	0	0

Le cinquième groupe rassemble 5 EGE, présentant de faibles taux de recrutement tout au long de la période d'étude considérée (1985-2005 ; Tab.3.1). Ces espèces ont augmenté progressivement leur taux de recrutement jusqu'à atteindre un pic entre la 10^{ème} et la 12^{ème} année après exploitation. Le sixième et dernier groupe concerne une seule espèce, *Xylopia nitida* avec un taux maximum de recrutement 14 ans après l'exploitation (Tab.3.1). Après ce pic, le taux de recrutement a baissé graduellement mais demeure élevé en 2005 (Tab.3.3).

Trois espèces - *Eperua falcata*, *Licania alba* et *L. membranacea* – ont montré une augmentation de leur taux de recrutement principalement dans les parcelles témoins, différemment des autres espèces, et pour cette raison ces espèces n'ont pas participé à la calibration des modèles de recrutement.

Les modèles de recrutement

Au total 9 variables ont été retenues dans la modélisation du recrutement de ces six groupes d'espèces (Tab. 3.4). Pour faciliter la présentation des résultats de la modélisation, nous avons regroupé dans le même tableau (Tab.3.5) les groupes, leurs espèces, les variables explicatives et l'interprétation des modèles.

La qualité d'ajustement des modèles (R^2) varie selon les groupes : allant de 1% pour le groupe 2 (composée majoritairement de taxons tolérants à l'ombre) à 23% pour le groupe 3 (*Cecropia* spp., voir Annexe 7).

Tableau 3.4. Modèles de recrutement pour les différents groupes d'espèces.

Groupe	Modèles
1	$= e^{0,019 * (NT_{20v}) + 0,0938 * (dNT_{20v}) + 3,3225 * (NT_{Col_v}) - 4,3936}$
2	$= e^{0,013 * (NTv) + 2,8156 * (drST_{20c}) - 0,0982 * (drNT_{40v}) - 0,01 * (drNT_{Col_c}) - 2,349}$
3	$= e^{-0,1147 * (drNTv) + 0,0728 * (dNT_{20v}) + 5,4152 * (NT_{Col_v}) - 4,8455}$
4	$= e^{-0,019 * (drNTv) + 0,0519 * (dNT_{20v}) + 4,381 * (NT_{Col_v}) - 0,857 * (STv) - 1,592}$
5	$= e^{-0,0155 * (NTv) + 0,054 * (dNT_{20v}) + 3,332 * (NT_{Col_v}) - 3,911}$
6	$= e^{0,064 * (NT_{20v}) + 0,028 * (drNT_{Col_c}) - 8,127}$

Où :

- *NT_20v* est l'effectif d'individus de petite taille ($dhp \leq 20\text{cm}$) dans le carré élargi (30 x 30m) ; *dNT_20v* est l'évolution de ces effectifs dans les deux dernières années ; *drST_20c* est l'évolution de leur surface terrière en comparaison à une situation de forêt primaire de référence, dans le carré de 10 x 10m
- *drNT_40v* est l'évolution des effectifs de grande taille ($dhp \geq 40\text{cm}$) en comparaison à une situation de forêt primaire de référence, dans le carré élargi (30 x 30m) ;
- *NTv* (*STv*) est l'effectif (surface terrière) total dans le carré élargi (30 x 30m); *drNTv* est l'évolution de l'effectif total du carré élargi en comparaison à une situation de forêt primaire de référence ; et enfin ;
- *NT_col_v* et *drNT_col_c* sont respectivement l'effectif des espèces colonisatrices dans le carré élargi et son évolution par rapport à une situation de référence dans le carré de 100m².

Tableau 3.5. Composition spécifique des 6 groupes de recrutement, variables explicatives retenues de chaque groupe et interprétation des groupes de recrutement.

Groupe	Espèces du groupe	Variables retenues	Interprétation
1	<i>Miconia</i> spp.	+NT_20v ; +dNT_20v ; +NT_Col_v	<i>Miconia</i> spp. a tendance à recruter davantage d'individus dans des environnements caractérisés par une forte densité de jeunes individus, appartenant principalement aux espèces pionnières.
2	<i>Oxandra asbeckii</i> , <i>Lecythis persistens</i> , <i>Eschweilera sagotiana</i> , <i>Protium</i> spp., <i>Symphonia</i> sp., <i>Tovomita</i> sp., <i>Pogonophora schomburgkiana</i> , <i>Licania heteromorpha</i> , <i>Ocotea</i> spp., <i>Qualea rosea</i> , <i>Carapa procera</i> , <i>Iryanthera sagotiana</i> , <i>Dicorynia guianensis</i>	+NTv; +drST_20c; -drNT_Col_c ; -drNT_40v	L'effectif recruté dans ce groupe a tendance à augmenter dans un environnement caractérisé par une densité élevée d'arbres, et une diminution du nombre de pionnières, <i>i.e.</i> un environnement peu perturbé. Une réduction de l'effectif des gros arbres et une augmentation de la surface terrière des individus de petite taille (traduisant une perturbation) ont par ailleurs tendance à favoriser le recrutement dans ce groupe.
3	<i>C. obtusa</i> , <i>C. sciadophylla</i> .	-drNTv ; +dNT_20v ; +NT_Col_v	Le recrutement des <i>Cecropia</i> spp. est favorisé par un environnement ouvert ayant subi une baisse des effectifs totaux, présentant une augmentation de l'effectif des jeunes individus, et où la présence d'espèces pionnières est importante.
4	<i>Tapirira guianensis</i> , <i>Vismia</i> spp., <i>Inga peizizifera</i> , <i>Inga</i> spp., <i>Sterculia pruriens</i> , <i>Schefflera decaphylla</i> , <i>Jacaranda copaia</i> , <i>Palicourea guianensis</i> .	+NT_Col_v; +dNT_20v; -drNTv ; -STv	Pour les espèces de ce groupe, les arbres ont tendance à être recrutés dans un environnement typiquement perturbé : surface terrière réduite, augmentation de l'effectif de petite taille et forte participation des espèces colonisatrices, avec cependant une réduction du recrutement en cas d'augmentation de l'effectif total.
5	<i>Tachigali melinonii</i> , <i>Pourouma melinonii</i> , <i>Parkia nitida</i> , <i>Licania</i> spp., <i>Virola michelii</i>	-NTv ; +dNT_20v ; +NT_Col_v	Les arbres de ce groupe ont également tendance à être recrutés dans des environnements perturbés, dans lesquels les espèces pionnières sont en proportion importante.
6	<i>Xylopia nitida</i>	+NT_20v ; +drNT_Col_c	Le recrutement de <i>Xylopia nitida</i> dépend principalement de l'effectif des arbres de petite taille et des espèces pionnières à son voisinage immédiat (carré 10x10m)

Validation des modèles

Nous avons évalué la performance de nos modèles à partir du jeu de données de calibration, en séparant ce jeu en deux sous-ensembles : l'un concernant les 9 parcelles exploitées et l'autre concernant les 3 parcelles témoins. Les prédictions des modèles ont été comparées avec les valeurs observées dans chaque sous-ensemble.

Les modèles des groupes 1, 3, 5 et 6 reproduisent le pic de recrutement observé dans les parcelles exploitées (Fig. 3.3a). Ce n'est pas le cas pour le groupe 2, qui possède deux pics de recrutement aux intervalles 89_91 et 97_99 et le groupe 4 pour lequel le modèle prédit un pic de recrutement deux ans avant le pic observé.

Lors du pic, l'intensité du recrutement (nombre d'arbres recrutés) modélisé dans les parcelles exploitées est inférieure à celle observée (Fig. 3.3a). Avant le pic, les modèles prédisent un recrutement plus élevé que celui qui est observé. Cette surestimation a aussi été vérifiée dans la modélisation du recrutement des parcelles témoins, indépendamment du groupe d'espèces (Figs 3.3b et 3.4).

Si les modèles des groupes 1, 3, 5 et 6 sont capables de reproduire les pics de recrutement aux mêmes intervalles que les pics observés, des écarts sont à noter entre les valeurs prédites et observées. Les modèles ont tendance à surestimer le recrutement avant le pic et à le sous-estimer durant le pic, excepté pour le modèle de *Cecropia* spp. (groupe 3) dont les courbes de recrutement prédites et observées sont très similaires.

Cette tendance était déjà attendue, car une seule caractéristique, leur courbe de recrutement, a été utilisée pour classer les espèces. Ainsi différentes espèces avec différentes caractéristiques écologiques ont été regroupées au sein du même groupe (tableau 3.6.). De plus, ces différentes espèces possèdent des taux de recrutement très distincts variant de 29% pour *Sterculia pruriens* à 293% pour *Vismia* spp. (tableau 3.3.). Les modèles ont ainsi tendance à moyenner lors des prédictions les valeurs observées de différentes espèces. Finalement, il est important de noter que nos indices ont été calculés sur une surface de 100m² (10x10m) et 900m² (30x30m). On assume ainsi que dans ces surfaces les conditions environnementales sont les mêmes. Or, ceci est en effet une représentation grossière de l'environnement tropical.

Tableau 3.6. Nombre d'espèces de différents groupes écologiques de Favrichon (1994) dans les groupes de recrutement 2, 4 et 6.

Groupe de recrutement cette étude	Héliophiles		Semi-tolérantes	Tolérantes	
	d'étages inférieurs	de la voûte	Émergentes	d'étages inférieurs	de la voûte
2	1	1	2	5	3
4	5	3	-	-	-
6	3	1	-	-	1

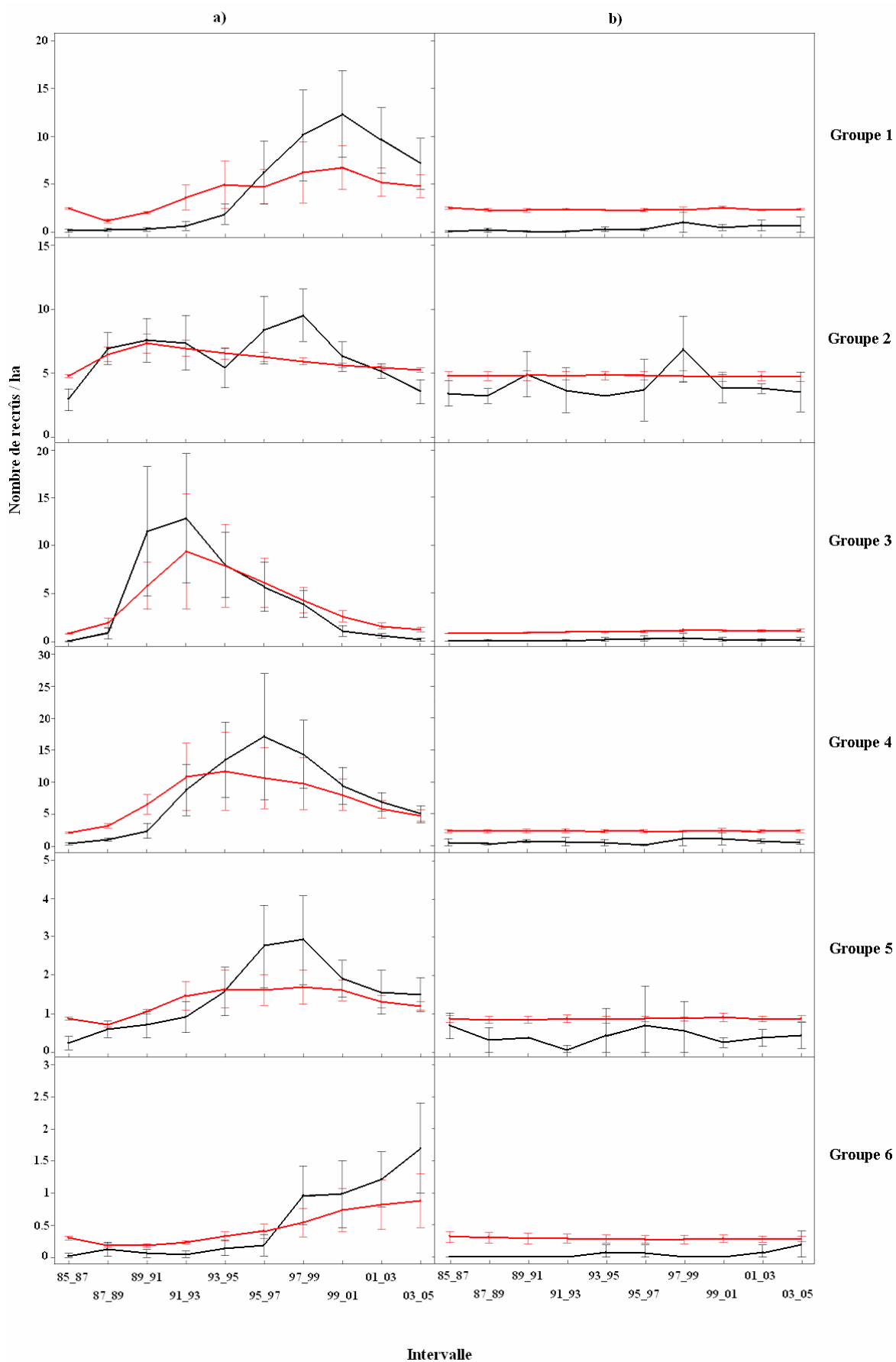


Figure 3.3. Moyenne et intervalles de confiance à 95% du nombre d'arbres recrutés par hectare à chaque intervalle de temps dans les parcelles traitées (a) et témoins (b) pour les données réelles (noir) et simulées (rouge). Les groupes de recrutement sont affichés à droite de la figure.

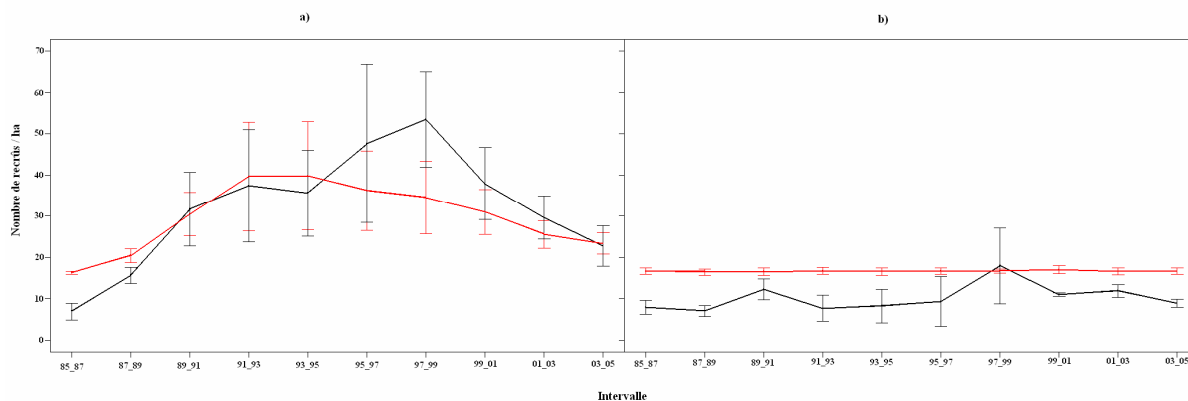


Figure 3.4. Moyenne et intervalles de confiance à 95% du nombre d'arbres recrutés par hectare à chaque intervalle de temps dans les parcelles traitées (a) et témoins (b) pour les données réelles (noir) et simulées (rouge). Tous les groupes confondus.

Discussion et Conclusions

Améliorations apportées au simulateur Selva

Avant cette étude, le simulateur Selva possédait un seul modèle de recrutement qui prédisait à chaque pas de temps l'effectif à recruter sans attribuer l'espèce aux individus recrutés (Gourlet-Fleury, 1997). Au bout de quelques cycles de simulation, le peuplement n'était plus composé que d'une espèce « grise ». Dans le cadre de cette thèse, nous avons pu construire 6 modèles de recrutement regroupant 30 espèces. Ces espèces représentent les différents comportements observés en forêt : héliophiles, pionniers, tolérants à l'ombre. Les modèles reproduisent l'évolution du recrutement en situation de forêt perturbée et non-perturbée. La méthode de regroupement des espèces utilisée dans cette étude montre cependant des limitations notamment dans les effectifs parfois très réduits des individus recrutés. En effet très peu d'espèces ont produit un nombre suffisamment important de recrues pour permettre une modélisation sérieuse et ceci malgré la durée relativement longue du suivi de la dynamique à Paracou (20 ans). De plus, certaines espèces comme par exemple les trois exclues de la classification se montrent « insensibles » aux perturbations provoquées par l'exploitation et ne peuvent être prises en compte dans les modèles de recrutement.

Les groupes de recrutement ont été construits sur la base de variables structurelles de l'environnement. Ces variables décrivent les caractéristiques de la composition floristique, l'état de la forêt et son évolution : perte ou gain d'individus de grande et petite taille ; surface terrière totale ; participation des espèces pionnières. D'autres modèles utilisent soit l'intensité lumineuse au sol (e.g. Bossel et Krieger, 1991 ; Köhler et Huth, 1998 ; Chave, 1999 ; Kammesheidt et al.,

2001) soit l'accroissement (Phillips et al., 2004) pour la modélisation du recrutement. Des 72 variables explicatives testées, seules 9 ont été retenues pour la modélisation. Les six modèles de recrutement font intervenir au moins une variable décrivant l'importance des espèces pionnières dans le peuplement (*NT_Col_v* ou *drNT_col_c*), et une variable décrivant la densité ou la surface terrière des individus de petite taille (*NT_20v*; *dNT_20v* ou *drST_20c*). Ces variables ont été capables de reproduire les pics de recrutement observés dans les parcelles exploitées, agissant comme « accélérateur » et « frein » du recrutement.

Signification biologique des groupes de recrutement

Les 6 groupes générés par notre approche montrent des associations d'espèces différentes de celles proposés par d'autres auteurs sur le site de Paracou (Favrichon, 1994 ; Gourlet-Fleury, 1997 ; Delcamp, 2007). Ainsi, les deux espèces de *Cecropias* regroupées seules au sein du groupe 3, sont classées par Favrichon (1994) et Gourlet-Fleury (1997) dans le même groupe écologique incluant les espèces *Miconia* spp. et *Vismia* spp., affectées respectivement dans les groupes 1 et 4 de notre modélisation. D'autres classifications réalisées également dans un but de modélisation les regroupent au sein d'un seul groupe (Chave, 1999 ; Kammesheidt et al. 2001 ; Phillips et al., 2004). En calibrant un modèle de recrutement unique pour ces espèces, la prédiction du modèle génère une courbe de recrutement reflétant le comportement moyen du groupe mais il est par contre incapable de prévoir les différents pics de recrutement (obs. pers). Les espèces du genre *Miconia* sont très répandues dans les forêts néotropicales (Denslow et Gomez, 1990 ; Dalling et Denslow, 1998). Etant des espèces pionnières (Meyer, 1994), leur croissance est fortement influencée par l'ouverture de la canopée (Denslow et al., 1990 ; Mac Donald et al., 1991). Dans notre étude, le genre *Miconia* représente 13% de tous les individus recrutés dans les 12 parcelles. Bien qu'elle soit considérée comme une espèce pionnière au même titre que les espèces du genre *Cecropias* par exemple, les différences entre le pic de recrutement de ces dernières et de *Miconia* spp. ont conduit à les classer séparément. Néanmoins, il est intéressant de noter que les modèles de recrutement de *Miconia* spp. et des *Cecropias* possèdent deux variables communes (*dNT_20v* et *NT_Col_v*).

La plupart des espèces tolérantes (8) ont été rassemblées dans le même groupe de recrutement, rassemblant 13 espèces au total. Des individus de ce groupe ont tendance à être recrutés lorsque surgit une réduction du nombre d'individus de grande taille dans le peuplement. C'est le seul groupe à avoir une corrélation négative entre le nombre de recrutés et les effectifs d'espèces pionnières déjà présents dans la parcelle. Les taux de recrutement des espèces tolérantes augmentent immédiatement après l'exploitation qui a donc un effet stimulant sur la croissance

des jeunes tiges de ces espèces. Selon toute probabilité, des individus déjà établis en sous bois ont profité de l'ouverture de la canopée pour se développer et passer le seuil de précomptage deux ans après l'exploitation (Tab.3.1). Cependant, pour ces espèces tolérantes, l'ouverture de la canopée et l'augmentation résultante de l'incidence lumineuse est en général considérée plus comme une source de stress qu'une opportunité pour leur développement (Mulkey et Pearcy, 1992; Long et al., 1994). Par exemple, Houter et Pons (2005) décrivent pour *Oxandra asbeckii* et *Licania heteromorpha*, une réduction de l'efficacité photosynthétique (photo-inhibition) proportionnelle à l'augmentation de l'ouverture de la canopée. Or, notre modèle simule un recrutement lorsque survient une réduction significative des arbres dominants ($dhp > 40$ cm) dans un environnement à faibles effectifs de pionniers. Cela indique sans doute que les espèces tolérantes dont le recrutement augmente après exploitation sont situées dans une zone ayant connu une perturbation modérée caractérisée par une intensité lumineuse plus élevée qu'en forêt primaire mais toutefois insuffisante pour permettre la colonisation des espèces pionnières tout en stimulant la croissance des espèces tolérantes présentes. Ce phénomène a été observé par Brokaw (1985) pour certaines espèces tolérantes notamment au bord des trouées. *Dicorynia guianensis* et *Iryanthera sagotiana* sont des exemples d'espèces tolérantes du site de Paracou ayant montré ce comportement (Riera, 1983) et que nous avons classées dans la même stratégie de recrutement que *Oxandra asbeckii* et *Licania heteromorpha*. Les plantules ayant survécu à la perturbation et colonisant les trouées sont connues sous le nom de potentiel végétatif (Alexandre, 1982 ; de Foresta, 1983).

Cecropia obtusa et *C. sciadophylla* sont des espèces à potentiel séminal édaphique (Alexandre, 1982) : elles possèdent une grande quantité des graines stockées dans le sol des forêts non-perturbées (Prevost, 1981 ; de Foresta et al., 1984). Les graines de *Cecropia obtusa*, peuvent garder leur pouvoir germinatif pendant plus de 5 ans (Holthuijzen et Boerboom, 1982) et attendre ainsi des conditions favorables à leur germination. Cette caractéristique liée aussi à leur grand potentiel de croissance expliquerait le fort recrutement observé pour les deux espèces de *Cecropia* après l'exploitation avec un pic de recrutement observé dès quatre ans après cette intervention (Tab.3.1). Parmi les 33 espèces que nous avons étudiées, seuls les *Cecropia* ont atteint un pic de recrutement aussi rapidement, justifiant ainsi leur classification dans une stratégie à part. La très forte croissance des *Cecropia* permet à ces espèces d'avoir de jeunes recrûs de 10cm de dhp dès la deuxième année après l'exploitation forestière (Tab.3.3).

Les espèces pionnières à potentiel séminal advectif, au contraire des *Cecropias*, ne possèdent pas un stock de graines du sol, elles sont disséminées en forêt (pluie de graines) et germent rapidement une fois qu'elles ont rencontré une trouée (exemple *Tapirira guianensis*, *Inga peizizifera*, *Sterculia pruriensis*, *Palicourea guianensis*, *Jacaranda copaia* ; de Foresta et al.,

1984 ; de Foresta et Prevost, 1986). Ces espèces colonisent a posteriori les parties ouvertes de la forêt. Le délai, entre l'ouverture de la canopée et la dissémination des graines peut ainsi expliquer la différence de temps entre le pic de recrutement de ces espèces et ceux des *Cecropia* (Tab.3.3).

Enfin, les espèces pionnières «tardives» comme *Vismia* spp. et *Schefflera decaphylla* possèdent, comme les *Cecropia*, une banque de graines du sol (de Foresta et al., 1984 ; de Foresta et Prevost, 1986). Elles peuvent ainsi coloniser très rapidement les trouées, mais comme elles poussent moins vite que les *Cecropia* (*Cecropia* = 1,5cm/an contre *Vismia* spp. = 0,7cm/an, et *Schefflera decaphylla* = 0,5cm/an, croissance mesurée sur les individus vivants dans les 12 parcelles entre 1991 et 1994), leur pic de recrutement intervient un peu plus tard. Les espèces pionnières «tardives» ont été classées par Riera et al. (1989) en espèces «cicatricielles» ou «nomades». Dans une étude détaillée sur la dynamique des forêts guyanaise, ces auteurs décrivent ces espèces comme ayant des caractéristiques semblables à celles des pionnières *sensu stricto* - capacité à germer dans des conditions de forte luminosité, grande rapidité de croissance, les premières à reconstituer le couvert- mais en ayant une durée de vie plus longue. Cette longévité permettrait la «cicatrisation» du couvert forestier, d'où leur nom de cicatricielles.

Perspectives

Les modèles proposés dans ce travail ont été construits sur la base d'un dispositif expérimental comprenant 9 parcelles exploitées et 3 témoins. Il en résulte que la forêt primaire reste encore très peu représentée dans notre jeu de données. De ce fait les variables sélectionnées rendent plus compte de perturbations soudaines et importantes au contraire de celles de forêt primaire d'une amplitude beaucoup plus faible et qui demanderaient sans doute un jeu de variables capables d'intégrer ce type de perturbations plus subtiles.

Ainsi nos modèles reproduisent de façon relativement fiable le recrutement des espèces héliophiles et pionnières après perturbation en utilisant principalement des variables indicatrices de l'environnement telle que la présence d'individus de petite taille et d'espèces colonisatrices. Au contraire, pour les espèces tolérantes, ces modèles qui utilisent des variables structurelles de l'environnement telles que la dynamique de gros arbres et la surface terrière des individus de petite taille, montrent un pouvoir prédictif médiocre. En associant variables structurelles de l'environnement à des variables écophysiologiques rendant compte de l'activité photo synthétique on pourrait sans doute permettre de mieux modéliser ce processus. Les difficultés à classer les espèces tolérantes et à modéliser leur recrutement peuvent être liées à leur grande plasticité qui a été révélée en recrutant des individus rapidement après la perturbation. Des

variables comme la taille des trouées ou la relation entre recrutement dans les trouées et leur taille pourraient aussi se montrer plus adaptées à prendre en compte le processus de recrutement des espèces tolérantes.

Enfin, certaines espèces, telles que *Cecropia obtusa*, *C. sciadophylla*, *Tapirira guianensis*, *Inga peizizifera*, *Inga* spp. *Schefflera decaphylla*, *Xylopia nitida* et *Pourouma melionii* ont connu dans les parcelles témoins une forte augmentation de leur taux de recrutement semblable à celle observée dans les parcelles exploitées, avec une intensité plus faible mais une forme des courbes (année du pic, durée...) typique de parcelles exploitées. Les raisons de ce comportement mériteraient d'être explorées.

Références bibliographiques

- Alder D., Silva J.N.M., 2000. An empirical cohort model for management of Terra Firme forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 130, 141-157
- Alexandre D.Y., 1982. Aspects de la régénération naturelle en forêt dense de Côte d'Ivoire. *Caiidollea*, 37, 579-588
- Baraloto C., 2001. *Tradeoffs between neotropical tree seedling traits and performance in contrasting environments*. Ph. D. Thesis Ecology and Evolutionary Biology, University of Michigan, 302 p.
- Bossel H., Krieger H. 1991. Simulation model of natural tropical forest dynamics. *Ecological Modelling* 59 (1991), 35 pp.
- Brokaw N.V.L., 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology* 66, 682-687
- Chave J., 1999. Study of structural, successional and spatial patterns in tropical rain forests using TROLL, a spatially explicit forest model. *Ecological Modelling* 124, 233-254
- Denslow J.S. and Gomez D.A.E., 1990. Seed rain to treefall gaps in a neotropical rain forest. *Canadian Journal of Forest Research* 20, 642-648
- Favrichon V., 1994. Classification des espèces arborées en groupes fonctionnels en vue de la réalisation d'un modèle de dynamique de peuplement en forêt guyanaise. *Revue d'Ecologie (La Terre et la Vie)* 49, 379-403
- Favrichon V., 1995. Modèle matriciel déterministe en temps discret. Application à l'étude de la dynamique d'un peuplement forestier tropical humide (Guyane Française). Ph. D. Thesis, Université Bernard, Lyon 1
- Flores O., 2005. *Déterminisme de la régénération chez quinze espèces d'arbres tropicaux en Guyane française : les effets de l'environnement et de la limitation par la dispersion*. Ph. D. Thesis Université Montpellier II, Montpellier, 298 p.

- de Foresta H., Charles-Dominique P., Erard C. and Prévost M.F., 1984. Zoochorie et premiers stades de la régénération naturelle après coupe en forêt guyanaise. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)* 39, 369-400
- Freitas J., Cruz H. and Barros, P.L.C., 2008. *Nota Técnica: Regulamentação de parâmetros técnicos em PMFS no âmbito do CONAMA*. Ministério do Meio Ambiente
- Gourlet-Fleury S., 1997. *Modélisation individuelle spatialement explicite de la dynamique d'un peuplement de forêt dense tropicale humide (dispositif de Paracou, Guyane française)*. Ph.D. Thesis, Université Lyon 1, Villeurbanne, France, 274 p.
- Gourlet-Fleury S. and Houllier F., 2000. Modelling diameter increment in a lowland evergreen rain forest in French Guiana. *Forest Ecology and Management* 131, 269-289
- Gourlet-Fleury S., Cornu G., Jéssel S., et al., 2005. Using models to predict recovery and assess tree species vulnerability in logged tropical forests: A case study from French Guiana. *Forest Ecology and Management* 209, 69-86
- Harrell F.E.J., 2001. *Regression Modeling Strategies*. Springer-Verlag, New York, 568p.
- Higuchi, N., 1987. *Short-term growth of an undisturbed tropical moist forest in the Brazilian Amazon*. Ph. D. Thesis, Michigan State University, East Lansing 129 p.
- Holthuijzen A.M.A. and Boerboom J.H.A., 1982. Experiments on the *Cecropia* seed bank of the Surinam lowland rainforest. *Biotropica* 14(1), 62-67
- Houter N.C., Pons T.L. Gap size effects on photoinhibition in understorey saplings in tropical rainforest. *Plant Ecology* 179, 43-51
- Huth A. and Ditzer T., 2000. Simulation of the growth of a lowland Dipterocarp rain forest with FORMIX3. *Ecological Modelling* 134(1), 1-25
- Kammesheidt L., Kohler P. and Huth A., 2001. Sustainable timber harvesting in Venezuela: a modelling approach. *Journal of Applied Ecology* 38 (4), 756-770
- Köhler P. and Huth A., 1998. The effect of tree species grouping in tropical rain forest modelling - Simulation with the individual based model FORMIND. *Ecological Modelling* 109(3), 301-321
- Long S.P., Humphries S. and Falkowski P.G., 1994. Photoinhibition of photosynthesis in nature. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 45, 633-662
- Macdonald I.A.W., Thibaud C., Strahm W. and Strasberg D. 1991. Effects of alien plant invasions on native vegetation remnants on La Réunion (Mascarene Islands, Indian Ocean). *Environmental Conservation* 18, 51-61
- Meyer 1994. Histoire de l'introduction et de l'invasion de *Miconia calvenscens* à Tahiti. *Bulletin de la Société des études océaniques*, 263:107-119

- Mulkey S.S. and Pearcy R.W., 1992. Interactions between acclimation and photoinhibition of photosynthesis of a tropical forest understorey herb, *Alocasia macrorrhiza*, during simulated canopy gap formation. *Functional Ecology* 6, 719–729
- Phillips P.D., Azecedo C.P., de Degen B. et al., 2004. An individual-based spatially explicit simulation model for strategic forest management planning in the eastern Amazon. *Ecological Modelling* 173, 335-354
- Popma J., Bongers F., Werger M.J.A., 1992. Gap-dependence and leaf characteristics of trees in a tropical lowland rain forest in Mexico. *Oikos* 63, 207-214
- Poorter L., Bongers F., Sterck F. and J. Wöll H., 2005. Beyond the regeneration phase: differentiation of height–light trajectories among tropical tree species. *Journal of Ecology* 93, 256-267
- Prévost M.F., 1981. Mise en évidence de graines d'espèces pionnières dans le sol de forêt primaire de Guyane. *Turrialba*, 31, 121-127
- Riera B., 1983. Chablis et cicatrization en forêt guyanaise. Ph. D. Thesis, Université Paul Sabatier, Toulouse, France. 163p.
- Riera B., Puig H. and Lescure J.P. 1990. La dynamique de la forêt naturelle. *Bois et Forêts des Tropiques*, 219, 69-78
- Ruschel A.R., 2008. *Dinâmica da composição florística e do crescimento de uma floresta explorada há 18 anos na Flona Tapajós, PA*. Belém, PA, Embrapa Amazônia Oriental, 57p. Documentos, 341
- Sabatier D., 1983. *Fructification et dissémination en forêt guyanaise : l'exemple de quelques espèces ligneuses*. Montpellier, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, pp. 143-147
- Silva J.N.M., 1989. *The behaviour of the tropical rain forest of the Brazilian Amazon after logging*. Ph. D. Thesis, Oxford University, Oxford, 302p.
- Schwarz G.E., 1978. Estimating the dimension of a model. *Annals of Statistics* 6(2), 461–464
- Swaine M. and Whitmore T., 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* 75, 81-86
- Thomas, S. C. and Bazzaz F. A., 1999. Asymptotic height as a predictor of photosynthetic characteristics in Malaysian rain forest trees. *Ecology* 80, 1607–1622
- Vanclay J.K., 1989. A growth model for North Queensland rainforests. *Forest Ecology and Management* 27, 245-271
- Vanclay J.K., 1995. Growth models for tropical forests: a synthesis of models and methods. *Forest Science* 41, 7-42

Chapitre 4

**Durabilité économique et écologique de l'exploitation forestière
pour la production de bois d'œuvre et pour le stockage de carbone.**

Introduction

L'Amazonie brésilienne est dans une période de grands changements. Les dernières décennies ont été marquées par une colonisation désordonnée de la région où l'un des principaux moteurs économiques était les recettes du bois d'œuvre issu de la déforestation (voire pages 9 à 12). Récemment, le gouvernement brésilien a pris des mesures visant à combattre la déforestation, telles que 1) la régularisation de titres de propriétés pour identifier et responsabiliser les acteurs de la déforestation (MDA, 2006) ; 2) la détermination d'un prix minimum de commercialisation des principaux produits ligneux et non-ligneux, comme forme de valoriser les activités liées au maintien de la forêt (CONAB, 2009) ; ou encore 3) la réglementation des concessions des forêts publiques pour augmenter l'offre de bois d'origine légale (BRASIL, 2006).

Le Service Forestier Brésilien (SFB), responsable de la création de concessions forestières sur les terres publiques fédérales, exige que les forêts sous concessions soient exploitées selon les techniques d'exploitation à faible impact (EFI). L'EFI est devenue ainsi une exigence légale en théorie garante de la gestion durable des forêts. Or, la durabilité écologique et économique d'un tel système d'exploitation sur le long terme en suivant le cycle et l'intensité préconisée par la législation brésilienne reste une question en débat.

Si en théorie, les données issues de dispositifs expérimentaux de suivi de la dynamique forestière peuvent être utilisées pour définir de façon rigoureuses des règles de gestion durable des forêts, ces dispositifs en Amazonie restent encore peu nombreux (Suriname de 1965, Tapajos de 1979, Paracou 1983 et ZF-2-Manaus de 1987 ; de Graaf, 1986 ; Schmitt, 1986; Higuchi, 1987 ; Silva et al., 1995) et leur temps de suivi ne dépasse généralement pas un cycle de coupe (25-35 ans). Des nombreux modèles ont été développés pour combler le fossé qui sépare généralement les données de court terme sur la dynamique des forêts et la nécessité d'informations fiables sur le long terme (Vanclay, 1989 ; 1994 ; Bossel et Krieger, 1991 ; Gourlet-Fleury, 1997 ; Köhler et Huth, 1998). La modélisation constitue ainsi un outil très utile pour aider le gestionnaire dans ces décisions concernant notamment la durée du cycle et l'intensité les plus appropriées (Gourlet-Fleury et al., 2004). En Afrique occidentale et centrale ces outils ont ainsi permis de définir des diamètres minimum d'exploitation en fonction de groupes d'espèces selon leurs caractéristiques de structure et de dynamique (densités, accroissement diamétrique, distribution des effectifs en classe de diamètre, Fargeot et al., 2004). En Amazonie, la durée du cycle de rotation est fixée à 30 ans (page 7) et l'intensité oscillant entre 15 et 30 m³/ha selon les régions reste encore à définir en fonction des conditions du site et des espèces exploitées. Cependant, de récents travaux suggèrent qu'un seul cycle basé sur un diamètre minimum commun à toutes les espèces ne permettra vraisemblablement pas d'assurer une exploitation durable sur le long terme, c'est-à-

dire une exploitation basée sur la reconstitution du stock commercial pendant la durée du cycle (Sist et Ferreira, 2007, Mazzei et al., 2010).

Les études concernant les coûts et les bénéfices de l'exploitation forestière à long terme restent encore très peu nombreuses, notamment en raison de la difficulté de prédire de façon fiable l'évolution du peuplement forestier après une succession de cycles d'exploitation (Holmes et al., 2002 ; Keller et al., 2004). Il est généralement admis qu'une exploitation forestière sélective comme celle pratiquée en forêt tropicale sont économiquement peu rentables en comparaison avec d'autres activités comme l'agriculture ou l'élevage (Stone, 1996 ; Grieg-Gran, 2008). Or ces analyses ne prennent en général pas en compte le caractère « conservateur » de l'exploitation forestière qui, contrairement aux autres types d'utilisation de la terre, a la particularité de conserver un écosystème riche en espèces et fournissant d'importants services environnementaux comme la protection des sols ou le stockage de carbone. Ainsi, la déforestation de l'Amazonie est responsable pour environ 4,5% des émissions mondiales de gaz à effet de serre (Freitas et Rosa, 1996), ce qui en fait un des principaux moteurs des changements climatiques d'origine anthropique. Des mécanismes de paiements pour services environnementaux tels que le REDD en cours d'étude pourraient donc en théorie et dans certaines situations, rendre plus attractive l'exploitation forestière sur un plan financier (ONF 2008).

Cette étude a pour objectif de tester la durabilité écologique et économique de l'exploitation à faible impact en suivant le cycle de coupe et l'intensité prévue par la législation brésilienne. Les coûts et bénéfices de l'exploitation à court (un seul cycle) et long terme (plusieurs cycles) seront comparés à ceux de la déforestation en prenant en compte les bilans carbone de ces deux activités. Toutes ces analyses s'appuient sur les résultats de la modélisation de la dynamique d'une forêt perturbée fournis par le simulateur Selva.

Matériels et Méthodes

SELVA – La forêt virtuelle

Le travail réalisé sur la modélisation de la mortalité et du recrutement (*chapitres 2 et 3*, respectivement) nous a permis d'augmenter le niveau de détail du simulateur. En effet, jusqu'à présent, les 200 EGE étaient décrits par 15 stratégies de vies correspondant aux 15 modèles de croissance. Avec l'inclusion dans le simulateur des deux modèles de mortalité sur pied et des sept modèles de recrutement, ils sont maintenant décrits par 92 stratégies de vies (Tab.4.1). Les groupes de mortalité par chablis n'ont pas été incorporés au simulateur Selva en raison de l'hétérogénéité de comportements écologiques de ces groupes (*chapitre 2*).

Tableau 4.1. Nombre d'espèces par stratégie de vie. Stratégie de vie (cases) = combinaison des modèles de recrutement, mortalité sur pied et croissance. Les modèles de croissance ont été extraits de Gourlet-Fleury (1997). *mSP1* et *mSP2* correspondent aux modèles décrits au Chapitre 2. *rec1*, *rec2*, *rec3*, *rec4*, *rec5* et *rec6* correspondent aux modèles décrits au chapitre 3. Pour les EGE n'ayant pas participé à la classification proposée au chapitre 3, un modèle distinct de recrutement (*recT*, Annexe 6) a été calibré.

Modèle de recrutement		<i>rec1</i>	<i>rec2</i>		<i>rec3</i>		<i>rec4</i>		<i>rec5</i>		<i>rec6</i>		<i>recT</i>	
Modèle de mortalité sur pied		<i>mSP1</i>	<i>mSP1</i>	<i>mSP2</i>	<i>mSP1</i>	<i>mSP2</i>	<i>mSP1</i>	<i>mSP2</i>	<i>mSP1</i>	<i>mSP2</i>	<i>mSP1</i>	<i>mSP2</i>	<i>mSP1</i>	<i>mSP2</i>
Modèle de croissance	g1.1		2	2						1	1		1	11
	g1.2		2	2						1		3	1	12
	g1.3		2									1	1	2
	g1.4			3								2	1	5
	g2.1			1					1			1		2
	g2.2			3										1
	g2.3			3			1	2		3		1	2	7
	g2.4		1	2			1		1	2	1			7
	g3.1		3	1				1	1	2		2		2
	g3.2							2	3		2	1		4
	g4.1		1	1		1	1	1		1		3	3	4
	g4.2		1	1			1	4		2	1		2	4
	g5.1		2	2	1			3				2	1	5
	g5.2		2	2		1	1	2		3			3	8
	g5.3	1	2	1		2	2	2				1		2
Nb de stratégies (cases)		1	10	13	1	3	6	8	4	8	4	10	9	15
Nb d'espèces		1	18	24	1	4	7	17	6	15	5	17	15	76

Après la mise en place des nouveaux modèles au sein du simulateur, des simulations ont été effectuées pour évaluer son comportement. Pour cela, nous avons utilisé comme support les trois parcelles témoins du dispositif de Paracou (P1, P6 et P11). L'année de base choisie pour le début des simulations est 1997, ainsi au début la forêt virtuelle représente exactement la forêt existante sur une des parcelles témoins cette année-là. Pour chaque parcelle nous avons procédé à 300 cycles de simulations ayant chacun un pas de temps de 3 ans, totalisant 900ans d'évolution. Cette procédure a été répétée 12 fois pour chaque parcelle.

Les analyses portent sur l'évolution de la surface terrière, de la densité, de la distribution diamétrique, de la richesse et de la diversité spécifiques au cours des simulations, ainsi que sur l'évolution des processus de croissance et du *turnover* des arbres.

Une ANOVA a été réalisée pour comparer la surface terrière et la densité d'individus des 12 répétitions de 3 parcelles. On compte ainsi 3 modalités (les parcelles) et 12 réplifications. Un test du Chi² a été employé pour comparer les effectifs dans les différentes classes diamétriques de

différentes parcelles. La croissance observée et simulée a été comparée par le test non paramétrique de Kruskal-Wallis.

L'exploitation forestière : cycle, intensité

L'intensité pratiquée dans le nord-est amazonien étant de 6 tiges/ha en moyenne (Sist et Ferreira, 2007), les intensités d'exploitation de 3, 6 et 9 tiges/ha ont été testées sur les parcelles témoins en combinant un seul ou plusieurs cycles de coupe espacés de 30 ans. Le diamètre minimum d'exploitabilité est de 55cm. Les arbres à exploiter ont été choisis parmi la liste des 61 EGE commerciaux du site de Paracou (Annexe 8). A chaque nouveau cycle de coupe, et en utilisant les données d'exploitation obtenues de la société Cikel, 33% des individus à exploiter ont été exclus car marqués comme « arbres déclassés » en raison de troncs creux (Annexe 8). Les dégâts associés aux différentes intensités testées ont été simulés (Annexe 9).

Dans l'analyse financière de l'exploitation sur plusieurs coupes (cycle de 30 ans) on suppose que les prix et les coûts seront constants pendant la période de simulation. Les prix, sur les marchés mondiaux, des sciages et contreplaqués des pays de l'Amérique du sud se sont maintenus relativement stables durant ces 18 dernières années (1990-2008), avec des fluctuations liées à la consommation des pays industrialisés et une tendance à la hausse pour les contreplaqués, +15%, et les sciages +59% (ITTO, 2008). Sur le marché interne brésilien le prix du bois amazonien a augmenté de 258% sur la période 1994-2007 (IBGE, 2007). Par rapport aux coûts, sur le long terme, l'adoption des nouvelles techniques d'exploitation et de transformation du bois (e.g. Barreto et al., 1998), l'amélioration du réseau routier amazonien (Merry et al., 2009) et la professionnalisation des exploitants forestiers (Bauch et al., 2007) peuvent avoir un impact positif sur la productivité de l'activité en réduisant les coûts. En supposant constant les prix et les coûts notre analyse est conservatrice.

Les 3 intensités d'exploitation ont été répétées 12 fois dans chacune des 3 parcelles témoins – P1, P6 et P11. On compte ainsi 36 répétitions par intensité d'exploitation. Un test t de Student apparié a permis de comparer l'effectif, la biomasse et la densité du bois moyenne des parcelles avant et après l'application de trois intensités d'exploitation. Un test du Chi² a été employé pour comparer les distributions diamétriques des parcelles avant et après exploitation. Finalement une ANOVA suivie d'un test de Tukey ont été réalisés pour comparer la surface terrière, l'effectifs, la biomasse des parcelles soumises aux différentes intensités d'exploitation. On compte ainsi 3 modalités (les intensités) et 36 réplifications.

Bilan carbone et analyse de la déforestation

Dans l'Amazonie brésilienne la déforestation est communément employée pour la conversion des forêts en terres agricoles et notamment en pâturages. Elle n'est jamais réalisée en tant qu'activité principale ce qui rend difficile l'obtention de données de son flux financier. Pour l'analyse financière de la déforestation, nous avons donc adopté une stratégie sommaire : le plan d'aménagement de la Société a été simplement remplacé par une *autorisation de déforestation* (autorização de supressão de vegetação natural). L'organisation d'exploitation et la capacité installée de transformation du bois de la Société ont été utilisées pour simuler les coûts de la déforestation. Pour permettre une production de 50.000 m³/an de sciages et contreplaqués, on estime à un peu plus de 1000 ha la superficie de forêt à déforestée par an.

Résultats

Pour faciliter la compréhension de ce chapitre, les résultats ont été divisés en deux parties. La première décrit le comportement du simulateur en situation non-perturbée et perturbée avec les 92 nouvelles stratégies de vies. La seconde aborde les résultats de l'analyse de la durabilité de l'exploitation basée sur le comportement de la forêt simulé par le modèle.

I. Le comportement du simulateur

Stabilisation : la forêt virtuelle

Dès les premiers cycles de simulation on note une augmentation d'environ 18% de la surface terrière des trois parcelles témoins (Fig.4.1). L'augmentation atteint son maximum selon les parcelles entre le 35^{ème} (105 ans), et le 45^{ème} (145 ans) cycles de simulation (Fig. 4.1. et Tab.4.2). La plus forte augmentation est observée pour la parcelle P11 dont la surface terrière passe de 32,2 m²/ha à 40,2 m²/ha (Tab.4.2). Ce comportement est principalement dû à la hausse du nombre d'individus de taille moyenne ($40 \leq dhp < 80$ cm) et de grande taille ($dhp \geq 80$ cm). Dans les trois parcelles et lors du pic de surface terrière, le nombre d'individus de taille moyenne passe de 25 à 44 arbres/ha. Pour les individus de grande taille cette hausse est encore plus prononcée passant de 1,3 arbres à 4,3 arbres/ha, i.e. trois fois l'effectif initial (Tab.4.2).

Lorsque la surface terrière atteint son maximum, le nombre total d'arbres est réduit de 8% en moyenne sur les trois parcelles (Tab.4.2), cela en raison de la réduction des effectifs dans la classe de $10 \leq dhp < 40$ cm (de 578 à 504 arbres/ha, moyenne de trois parcelles). La réduction du nombre total d'arbres est plus prononcée dans la parcelle P11, passant de 658 arbres à 545 arbres après 45 cycles de simulation (Tab.4.2).

Après avoir atteint une valeur maximale, la surface terrière diminue graduellement jusqu'à atteindre une valeur relativement constante entre le 62^{ème} (an 2183) et 93^{ème} (an 2276) cycle de simulation (Fig.4.1). Cette valeur constante est légèrement supérieure, $32,6\text{m}^2/\text{ha}$ à la valeur de départ, $31,1\text{m}^2/\text{ha}$ (Tab 4.2. moyenne des trois parcelles). Cette valeur représente la moyenne de la surface terrière simulée entre l'année 2300 et 2900 pour les trois parcelles confondues. Cet intervalle a été arbitrairement défini à partir de l'analyse visuelle de l'évolution de la surface terrière simulée (Fig. 4.1.). L'année à laquelle la surface terrière des parcelles a atteint cette valeur moyenne a été désignée comme « l'année de stabilisation ». Pour les parcelles P1, P6 et P11 la stabilisation a été atteinte aux années 2252, 2183 et 2276 respectivement. Cette forêt virtuelle possède une distribution diamétrique similaire à celle des parcelles témoins de Paracou ($\chi^2 = 16,01$, ddl=11, $P=0,19$). On observe néanmoins davantage d'individus dans la première classe diamétrique, $10 \leq \text{dhp} < 20\text{cm}$, et dans les classes $\geq 50\text{cm}$ de dhp et un déficit d'arbres dans les classes intermédiaires (Fig.4.2). Indépendamment du peuplement existant dans les parcelles utilisées comme support de départ des simulations, le simulateur a tendance à créer un nouveau peuplement ayant une structure unique, dépendant de l'interaction entre les différents modèles introduits. Ainsi, après stabilisation, les trois parcelles d'origine possèdent la même structure (surface terrière : $F=3,2\text{ns}$, ddl=3, p-value=0,15; Effectifs : $F=1,4\text{ns}$, ddl=3, p-value=0,22; et structure diamétrique : chi-square=0,30ns, ddl=4, p-value=0,91 (Tab.4.2).

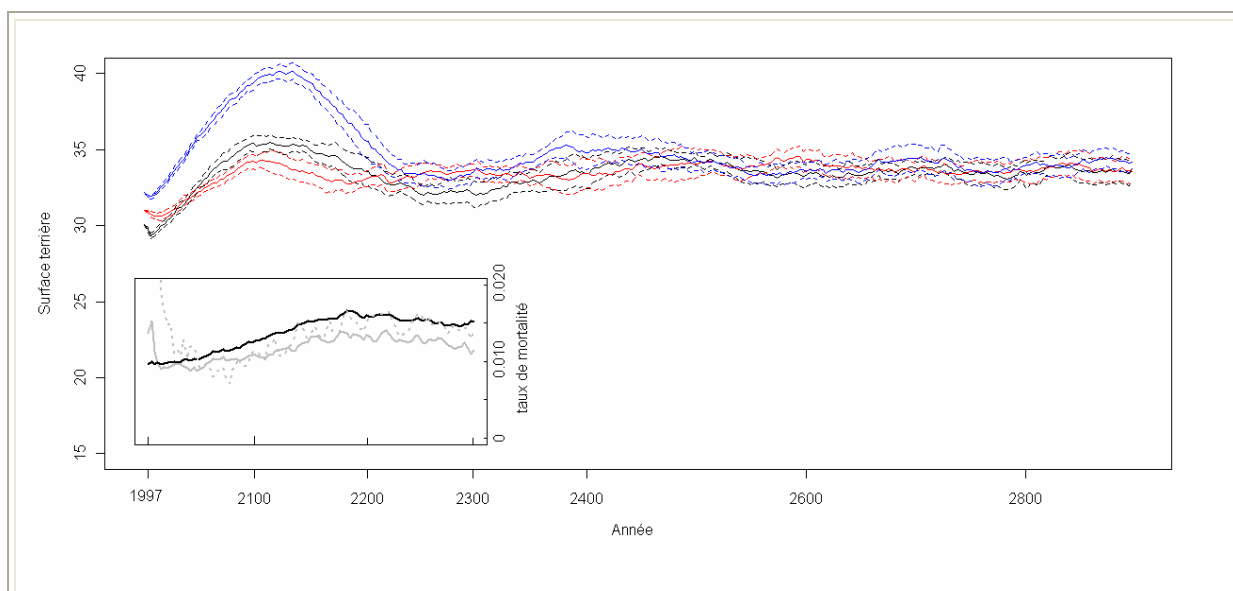


Figure 4.1. Evolution de la surface terrière de parcelles simulées pendant une durée de 300 cycles. Courbes noire (parcelle P1), rouge (P6) et bleue (P11). Les courbes pointillées représentent l'intervalle de confiance sur 12 répétitions pour chaque parcelle. Graphe interne : Evolution du taux annuel de mortalité (%) des trois parcelles témoins durant l'intervalle 1997-2300. Courbe noire: individus de petite taille ($10 \leq \text{dhp} < 40\text{cm}$), courbe grise pleine : individus de taille moyenne ($40 \leq \text{dhp} < 80\text{cm}$), courbe grise pointillée : individus de grande taille ($\text{dhp} \geq 80\text{cm}$). Taux moyen calculé sur les trois parcelles.

Tableau 4.2. Surface terrière (G, m²/ha), nombre total d'arbres (Nb, arbres/ha) et dans différentes classes de taille (arbres/ha) dans les trois parcelles témoins. Valeurs à l'origine des simulations, année 1997; à l'année correspondant au pic de surface terrière ; et à l'année de stabilisation de la surface terrière autour de la valeur moyenne de 32,6m²/ha. Les valeurs entre parenthèses représentent l'écart type observé sur 12 répétitions.

Parcelles	Variable	Départ	Pic*	Stabilisation**
P1	G	30,1	35,5 (0,8)	32,0 (1,0)
	Nb	592	557 (6,9)	562 (8,4)
	10≤dhp<40cm	567	512 (6,9)	522 (9,0)
	40≤dhp<80cm	24	42 (1,7)	35 (1,7)
	dhp≤80cm	1	3 (0,5)	5 (0,7)
P6	G	31	34,3 (0,7)	32,8 (1,0)
	Nb	564	554 (8,5)	559 (7,3)
	10≤dhp<40cm	534	509 (9,3)	519 (8,3)
	40≤dhp<80cm	29	41 (1,9)	35 (2,6)
	dhp≤80cm	1	4 (0,4)	5 (0,7)
P11	G	32,2	40,2 (0,9)	33,0 (1,0)
	Nb	658	545 (4,5)	563 (8,1)
	10≤dhp<40cm	634	490 (5,5)	523 (9,4)
	40≤dhp<80cm	22	49 (1,5)	35 (2,9)
	dhp≤80cm	2	6 (0,8)	6 (0,9)

* Année du maximum : P1=2111 ; P6=2102 ; p11=2132.

** Année de la stabilisation : P1=2252 ; P6= 2183 ; P11=2276.

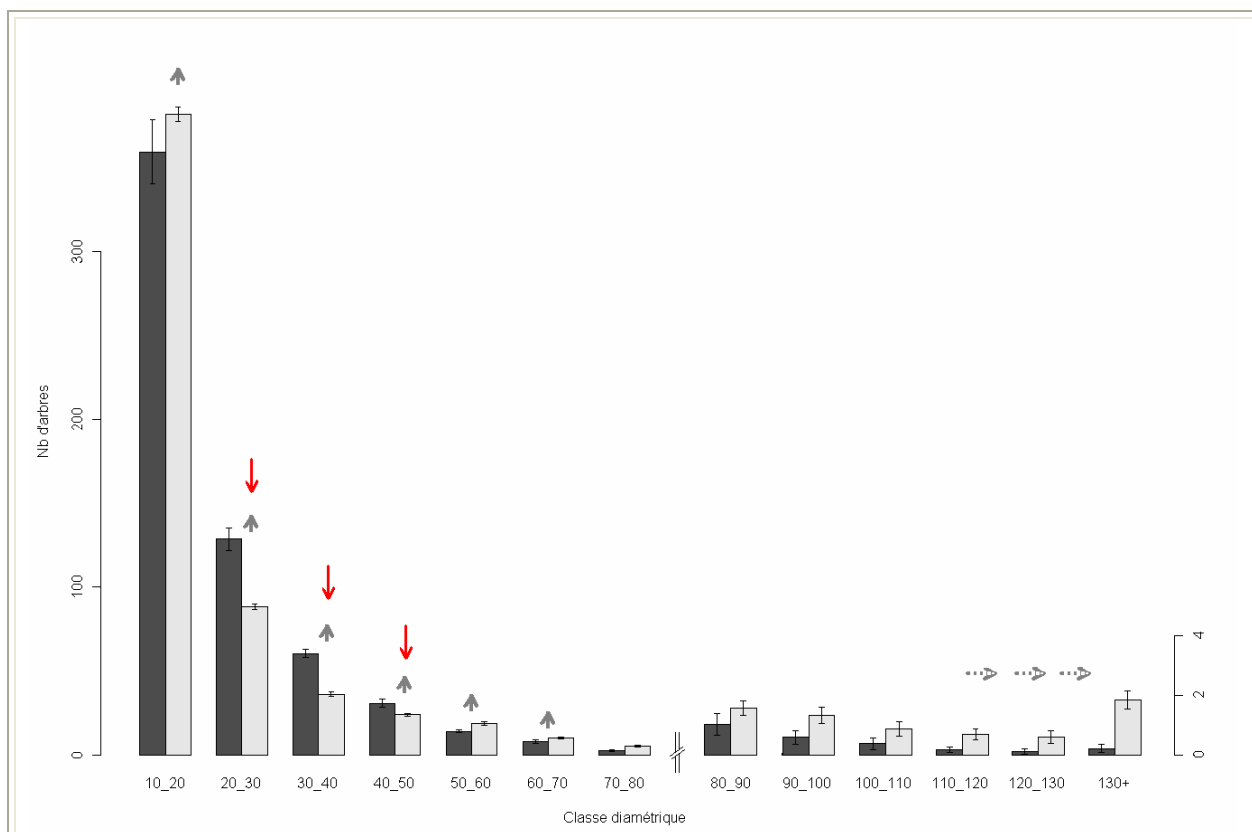


Figure 4.2. Distribution diamétrique (arbres/ha) réelle (barres noires) et simulée (barres grises). A droite de la figure : l'axe des ordonnées pour les classes au-dessus de 80cm Les flèches représentent le schéma d'évolution de la distribution diamétrique du peuplement réel vers le peuplement virtuel décrit dans le texte.

L'évolution de la surface terrière au cours des simulations est la conséquence des interactions entre les différents modèles de recrutement, de croissance et de mortalité. L'augmentation enregistrée juste après le départ des simulations est due au recrutement. Nos modèles de recrutement surestiment le nombre d'individus dans les parcelles témoins (*chapitre 3*) et à chaque cycle de simulation on accumule donc davantage d'individus dans le peuplement. La courbe de distribution diamétrique du peuplement tend alors à se déplacer vers le haut (Fig.4.2, flèches grises pleines).

En générant un plus grand nombre d'arbres de gros diamètre, les modèles de croissance surestiment par conséquent la surface terrière. Gourlet-Fleury (1997) notait déjà une dynamique de passage des arbres d'une classe diamétrique à l'autre plus élevée dans le simulateur que dans la réalité engendrant ainsi l'accumulation progressive d'individus dans les dernières classes de diamètre (Fig.4.2, flèches grises pointillées). Finalement les modèles de mortalité sont responsables de la réduction et de la stabilisation de la surface terrière. Selon nos modèles de mortalité, les arbres dominés ont une probabilité plus élevée de mourir (*chapitre 2*). La conséquence est non seulement une augmentation de la mortalité de ces individus (courbe noire du graphique interne de la Fig.4.1) mais aussi une réduction de la surface terrière et un aplatissement de la courbe de distribution diamétrique, principalement dans les petites classes (flèches rouges dans la Fig.4.2). La première classe ($10 \leq dhp < 20\text{cm}$), cependant, maintient un nombre élevé d'arbres en raison d'une alimentation constante par le modèle de recrutement (Fig.4.3). Ces processus sont naturellement connectés dans le temps, ils ne suivent pas la séquence stricte décrite dans les paragraphes ci-dessus. Au contraire, à chaque cycle de simulation, la forêt évolue, change de caractéristiques et de nouveaux taux de recrutement, de croissance, de mortalité sont déterminés en fonction de ces nouvelles caractéristiques.

Richesse et dynamique de la forêt virtuelle

Au démarrage des simulations, les parcelles P1, P6 et P11 comptaient respectivement 170, 146 et 145 espèces. Au moment de la stabilisation de leur surface terrière, les parcelles possèdent en moyenne 165 espèces d'arbres (max. = 175, min. = 157, n=36 répétitions). Sept familles accumulent plus de 60% de la surface terrière des parcelles témoins : Caesalpiniacées, Mimosacées, Melastomatacées, Cecropiacées, Chrysobalanacées, Euphorbiacées et Clusiacées (Tab.4.3). Neuf genres accumulent plus de 50% de la surface terrière totale : *Tachigali*, *Parkia*, *Miconia*, *Inga*, *Eperua*, *Licania*, *Pourouma*, *Protium* et *Carapa* (Tab.4.4).

La dominance des familles composant la forêt virtuelle est différente de celle des parcelles témoins. En effet, les familles Lecythidaceae, Sapotaceae et Vochysiacaceae, auparavant situées

Tableau.4.3. Distribution de la surface terrière (G, m²/ha) du peuplement virtuel et réel, parmi les principales familles botaniques. Familles ordonnées en ordre décroissant de leur surface terrière relative (G%). Nb= nombre d'individus/hectare, (%) = pourcentage du peuplement total.

Peuplement	Famille	Nb	%	G	G%
Virtuel	Caesalpinaceae	41	7	6,7	20
	Mimosaceae	45	8	5,4	16
	Melastomataceae	74	13	2,0	6
	Cecropiaceae	48	8	1,8	5
	Chrysobalanaceae	24	4	1,6	5
	Euphorbiaceae	27	5	1,5	5
	Clusiaceae	36	6	1,4	4
	total	561	100	32,6	100
Réel	Caesalpinaceae	81	13	7,9	25
	Lecythidaceae	111	18	4,5	14
	Sapotaceae	41	7	2,5	8
	Chrysobalanaceae	47	8	2,2	7
	Vochysiaceae	11	2	1,6	5
	Clusiaceae	35	6	1,4	4
	total	615	100	31,6	100

Tableau 4.4. Distribution de la surface terrière (G, m²/ha) du peuplement virtuel et réel, parmi les principaux genres. Genres ordonnés en ordre décroissant de leur surface terrière relative (G%). Nb= nombre d'individus/hectare, % = pourcentage de l'effectif total du peuplement.

Peuplement	Genre	Nb	%	G	G%
Virtuel	Tachigali	7	1	3,3	10
	Parkia	6	1	3,1	9
	Miconia	72	13	2,0	6
	Inga	34	6	1,9	6
	Eperua	18	3	1,9	6
	Licania	23	4	1,5	4
	Pourouma	18	3	1,4	4
	Protium	11	2	1,3	4
	Carapa	7	1	0,9	3
Réel	Eperua	39	6	4,0	13
	Eschweilera	52	9	2,8	9
	Licania	44	7	2,0	7
	Qualea	10	2	1,4	4
	Lecythis	45	7	1,2	4
	Swartzia	3	1	1,0	3
	Vouacapoua	10	2	0,9	3
	Pradosia	10	2	0,9	3
	Bocoa	13	2	0,7	2
	Dicorynia	6	1	0,6	2
	Symphonia	12	2	0,6	2

en 2^{ème}, 3^{ème} et 5^{ème} position de dominance (surface terrière relative, Tab.4.3), n'occupent plus que respectivement la 12^{ème}, 10^{ème} et 19^{ème} position dans la forêt virtuelle. A l'opposé, les familles Mimosaceae, Melastomataceae et Cecropiaceae peu représentées dans les parcelles témoins (respectivement à la 8^{ème}, 26^{ème} et 42^{ème}) deviennent dominantes (2^{ème}, 3^{ème} et 4^{ème} position respectivement) dans la forêt virtuelle. La famille des Caesalpinaceae reste néanmoins dominante dans les deux formations (Tab.4.3). Dans les parcelles témoins (*ie* au démarrage des simulations), les genres dominants sont essentiellement tolérants ou semi-tolérants à l'ombre, tels que *Eperua*, *Eschweilera* et *Lecythis* (*sensu* Favrichon, 1994 ; Tab.4.4). La forêt virtuelle au contraire est essentiellement caractérisée par les genres héliophiles, tels que *Tachigali* et *Parkia*, voire pionniers tels que *Miconia* et *Inga* (Tab.4.4).

La dynamique de la forêt virtuelle est comparable à celle de la forêt réelle. Nous n'avons pas trouvé de différence significative entre l'accroissement moyen réel et simulé des arbres, respectivement 0,13 et 0,14 cm/an (Kruskal-Wallis=2,23 ddl=1, p-value=0,85). Le turnover (moyenne du recrutement et de la mortalité annuelle, en %) de la forêt simulée, *ie* entre 0,6 et 1,5% par an (Fig.4.3) oscille autour de la valeur moyenne réelle du site de Paracou, 0,98% (Morneau 2007).

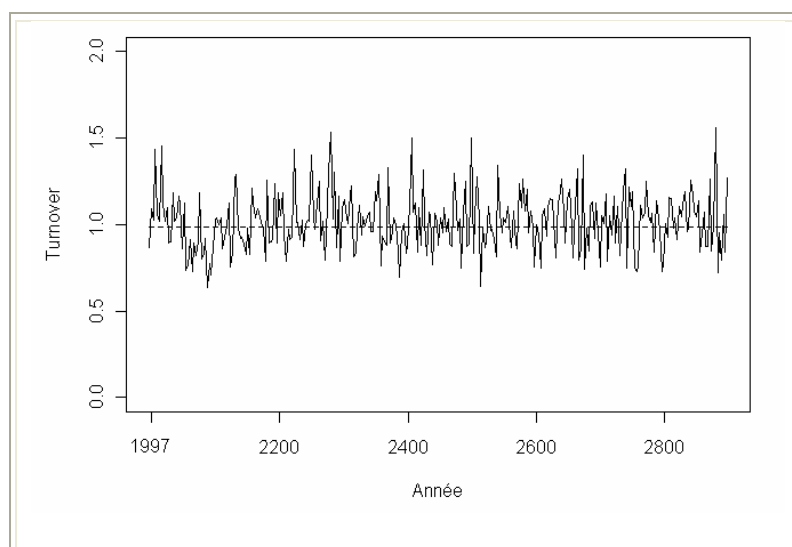


Figure 4.3. Turnover (%) dans la forêt simulée (courbe pleine) au cours de la simulation et turnover dans la forêt réelle (courbe pointillée).

Après la période de stabilisation, la forêt virtuelle suit une évolution semblable à celle d'une forêt en équilibre dynamique avec des fluctuations de ses effectifs et de sa surface terrière. Cet équilibre dynamique peut aussi être observé dans la composition floristique de la forêt virtuelle. Entre les années 2300 (après stabilisation) et 2800 dans les 12 répétitions de 3 parcelles il y a en moyenne « disparition » ou « migration » de 15 espèces au sein de la parcelle de 6,25ha (moyenne de 36 répétitions). Les espèces plus « dynamiques » sont *Pterocarpus officinalis*, *Brosimum rubescens* et *Tabebuia serratifolia* avec respectivement 12, 12 et 9 « disparitions » et

11,10 et 12 « migrations ». Au total 101 différentes espèces ont disparu/migré, leur effectif moyen est de 0,2 ind/ha (max 1,6ind/ha ; min 0 ind/ha) à l'année 2300.

Comportement du simulateur après exploitation

Une exploitation a été simulée lors de l'année 2300, c'est-à-dire après la période de stabilisation de la surface terrière. Neuf tiges/ha ont été exploitées par parcelle. Cette procédure a été répétée 12 fois dans les 3 parcelles témoins P1, P6 et P11. En moyenne l'exploitation réduit la surface terrière des parcelles de $27\% \pm 1,8\%$ (12 répétitions des 3 parcelles), passant de $32,6 \text{ m}^2/\text{ha}$ avant exploitation à $24,2 \text{ m}^2/\text{ha}$ après exploitation.

Tous les processus de la dynamique forestière simulés - accroissement diamétrique, recrutement et mortalité – ont été modifiés par l'exploitation virtuelle : les valeurs ont augmenté immédiatement après l'exploitation (Fig.4.4, courbes pleines noires). Ce comportement est

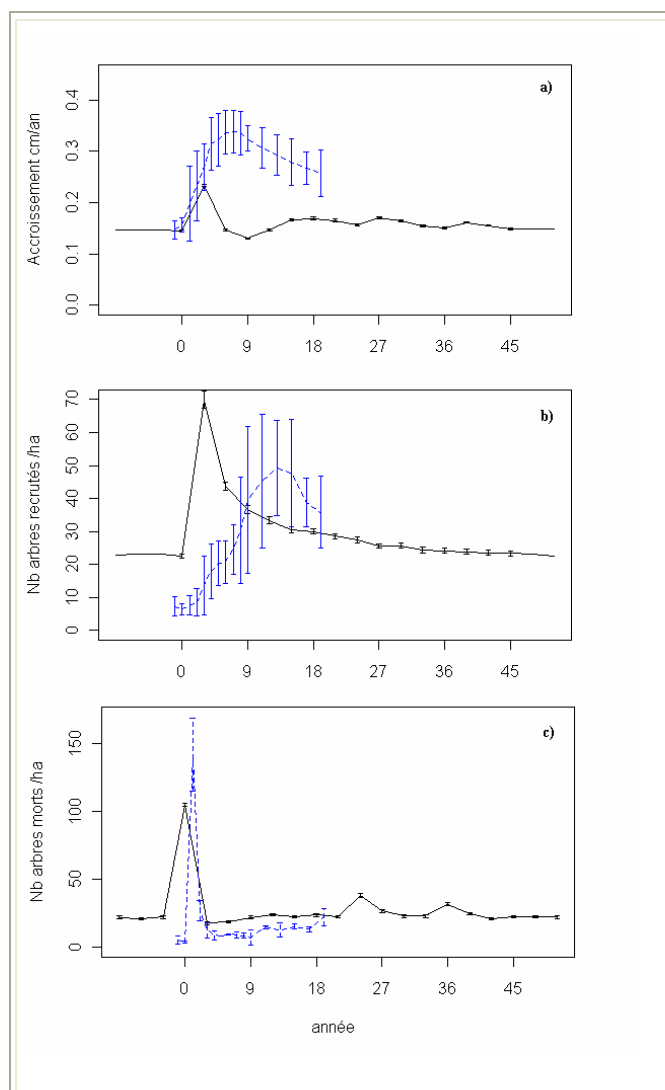


Figure 4.4. Evolution de l'accroissement diamétrique (a), du recrutement (b) et de la mortalité (c) simulés (courbes noires pleines) et observés (courbes bleues pointillées) après l'exploitation forestière (à l'année 0 des graphiques).

conforme à celui observé dans les parcelles du dispositif de Paracou exploitées en 1987 avec une intensité comparable à celle simulée (Fig.4.4, courbes bleues pointillées, moyenne des parcelles P3 et P12 où l'exploitation forestière avait réduit de 25% et 27% respectivement leur surface terrière). Toutefois, dans les simulations, l'intensité et la durée de ces modifications diffèrent de celles qui ont été observées (Fig. 4.4). Ainsi, pour l'accroissement diamétrique simulé, l'augmentation ne se maintient que pendant trois ans après l'exploitation (0,23cm/an), tandis que l'accroissement réel observé reste élevé 18 ans après l'exploitation (max 0,32cm/an au pic de 7 ans et 0,21cm/an en moyenne, Fig. 4.4a). Le recrutement simulé a aussi atteint sa valeur maximale la troisième année après l'exploitation (66 arbres/ha/an), avant de décroître graduellement jusqu'à atteindre des valeurs avant exploitation (22 arbres/ha/an) 42 ans après l'exploitation. Le recrutement observé, quant à lui, a atteint un pic moins intense (49 arbres/ha/an) et beaucoup plus tard, 13 ans après l'exploitation (Fig. 4.4b). Après l'exploitation forestière de 1987 les parcelles P3 et P12 ont été caractérisées par une forte augmentation du nombre d'arbres morts, valeurs revenues à la normale 6 ans après l'exploitation. Dans l'exploitation simulée, après le pic de mortalité survenu à la troisième année, les valeurs reviennent rapidement à la normale, mais demeurent légèrement plus élevées que les valeurs réelles (Fig 4.4c).

Comparaison de Selva avant et après l'inclusion des groupes de recrutement et mortalité

Indépendamment de la parcelle utilisée comme support de départ de la simulation, le simulateur a tendance à créer une forêt unique en terme de structure (Tab.4.2.) et de composition floristique (Tab.4.3.). Cette forêt virtuelle est générée après une centaine de cycles de simulation, et une fois mise en place elle suit une évolution semblable à celle d'une forêt en équilibre dynamique (Fig.4.3.). Avant l'intégration des nouveaux modèles de recrutement et de mortalité sur pied, la stabilisation de la surface terrière du peuplement virtuel s'effectuait nettement plus tard, après environ 200 cycles de simulation (Fig.4.5. – courbes épaisses). Cette stabilisation était aussi dépendante de la situation de départ (parcelle de support utilisée), et les fluctuations de la surface terrière étaient plus prononcées (Gourlet-Fleury, 1997).

La parcelle 11 est celle qui la surface terrière fluctue avec la plus grande amplitude au cours des simulations. Cette parcelle est la plus dense et possède le plus petit nombre d'individus de grande taille. Le nombre élevé de petits arbres au démarrage de la simulation se traduit par une augmentation rapide de la surface terrière, qui ralentit le recrutement, puis la croissance et donc augmente la mortalité. Le temps nécessaire à la stabilisation du comportement de la parcelle traduit l'intensité du couplage entre les différents sous-modèles de recrutement, de croissance et

de mortalité. Avec les anciens sous-modèles (Gourlet-Fleury, 1997), la stabilisation intervenait au bout d'environ 200 cycles de simulation, alors qu'avec les nouveaux modèles elle est beaucoup plus rapide : une meilleure prise en compte des différents comportements spécifiques aboutit à une meilleure réactivité et un ajustement plus rapide entre les différentes composantes.

L'incorporation des nouveaux modèles permet aussi l'utilisation du simulateur pour faire des inférences sur l'évolution de la richesse et de la composition floristique de la forêt. En effet, auparavant le simulateur ne possédant qu'un seul modèle de recrutement, en recrutant au rythme de 8 arbres/ha/an, après 30 cycles de simulation le peuplement n'était plus composé que d'une seule espèce, appelée « espèce grise » (Gourlet-Fleury et al., 2005).

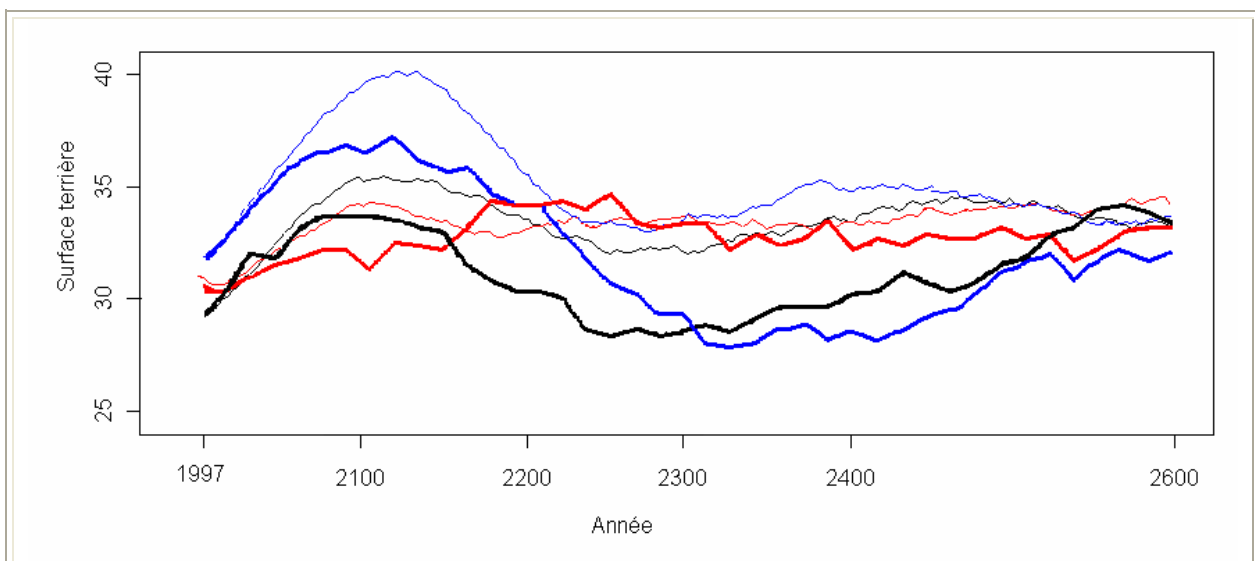


Figure 4.5. Comparaison de l'évolution de la surface terrière de parcelles simulées pendant une durée de 200 cycles pour cette étude (courbes fines) et pour celui de Gourlet-Fleury (1997) – courbes épaisses - en utilisant le simulateur Selva avec un seul modèle de recrutement et un seul de mortalité sur pied. Courbes noires (parcelle P1), rouges (P6) et bleues (P11).

II - Durabilité de l'exploitation forestière

L'analyse de la durabilité de l'exploitation forestière est divisée en deux parties : 1) durabilité écologique et 2) économique, chacune analysant les différentes intensités d'exploitation testées, i.e. 3, 6 et 9 tiges/ha, sur une coupe ou plusieurs coupes à cycles de 30 ans.

Durabilité Ecologique

Une seule coupe

L'exploitation de 3, 6 et 9 tiges par hectare réduit la surface terrière (l'effectif et biomasse aérienne) du peuplement de 13% (8% et 15%), 22% (11% et 24%) et 26% (14% et 26%) respectivement. La reconstitution totale de la surface terrière originale est observée respectivement 84, 111 et 105 ans plus tard (Fig.4.6).

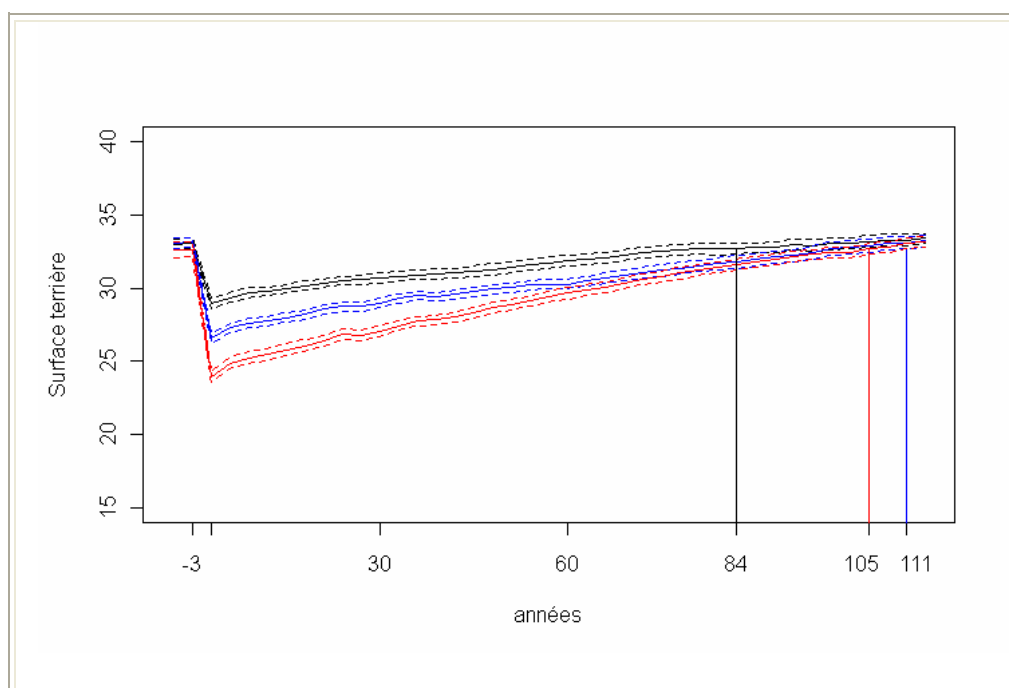


Figure.4.6. Reconstitution de la surface terrière après une coupe d'intensité de 3 tiges/ha (courbe noire), 6 tiges/ha (courbe bleue) et 9 tiges/ha (courbe rouge). Les lignes pointillées représentent l'intervalle de confiance de 36 répétitions. Les lignes verticales indiquent l'année à laquelle 100% de la surface terrière a été reconstituée.

Après reconstitution de la surface terrière, le peuplement simulé possède un effectif (586 arbres/ha) statistiquement plus élevé qu'avant l'exploitation (572 arbres/ha), indépendamment de son intensité (Tab.4.5). Ce comportement est dû à l'augmentation des effectifs dans les petites classes de diamètre ($10 \leq d_{hp} < 40$ cm). Cependant, la biomasse aérienne du peuplement après reconstitution de la surface terrière est statistiquement semblable à celle que l'on observe avant exploitation (Tab.4.5).

Tableau 4.5. Effectifs (arbre/ha), biomasse aérienne (t/ha), densité du bois (g/cm³) et distribution diamétrique dans les parcelles avant exploitation et après reconstitution de 100% de la surface terrière, en fonction des différentes intensités d'exploitation.

différences significatives d'exploration.							
Intensité	Année	Nombre d'individus		Biomasse		densité du bois	
3	avant expl	572	t=-4,36 p-value<0,01	409,8	t=2,32 p-value=0,05	0,62	t=-2,32 p-value<0,05
	reconst	584		415,9		0,63	
6	avant expl	572	t=-6,31 p-value<0,01	419,3	t=0,92 p-value=0,36	0,62	t=-3,29 p-value<0,01
	reconst	584		413,6		0,63	
9	avant expl	571	t=-10,94 p-value<0,01	412,7	t=-0,72 p-value=0,48	0,62	t=-3,13 p-value<0,01
	reconst	591		413,7		0,63	
Intensité	Année	Distribution diamétrique					
		10≤dhp<40cm	40≤dhp<80cm	dhp≤80cm			
3	avant expl	508	57	7	Q2 = 0,15 p-value=0,93		
	reconst	519	57	6			
6	avant expl	507	58	7	Q2 = 0,09 p-value=0,96		
	reconst	520	58	6			
9	avant expl	507	57	7	Q2 = 0,20 p-value=0,91		
	reconst	528	57	6			

Quelle que soit son intensité, l'exploitation forestière n'a pas changé la richesse spécifique du peuplement forestier (165 espèces dans une parcelle de 6,25 ha, avant exploitation et après reconstitution de la surface terrière, Tab.4.6). Bien que le nombre total d'espèces dans la

Tableau 4.6 – Nombre d'espèces (et indice de diversité de Shannon) avant exploitation et après reconstitution de la surface terrière, et nombre d'espèces inchangées, perdues et nouvelles e fonction de différentes intensités d'exploitation dans une parcelle de 6,25ha. Valeurs **moyennes** (max; min) de 36 répétitions.

Intensité	Nombre d'espèces				Année reconstitution
	Avant exploitation	inchangées	perdues	nouvelles	
3	166 (175; 158)	154 (162;146)	12 (19; 6)	11 (18; 5)	165 (172; 158)
6	165 (172; 157)	154 (161; 147)	11 (20; 5)	13 (19; 7)	167 (176; 159)
9	165 (172; 158)	152 (160; 145)	13 (19; 3)	14 (22; 8)	166 (174; 157)
Intensité	Indice Shannon				
	Avant exploitation	Année reconstitution			
3	(4,27 ; 4,18)	(4,28 ; 4,18)			
6	(4,26 ; 4,17)	(4,31 ; 4,18)			
9	(4,25 ; 4,17)	(4,29 ; 4,19)			

parcelle reste le même, durant la période comprise entre l'exploitation et la reconstitution de la surface terrière, 12 espèces ont, en moyenne, été remplacées (Tab.4.6). Ces espèces « perdues » et/ou « nouvelles » présentent des effectifs très faibles (en moyenne 1,2 arbre/parcelle ou 0,2 arbre/ha). Ces changements ne modifient pas l'indice de diversité de Shannon des parcelles (Tab.4.6) quelque soit son intensité.

Plusieurs coupes - cycles de 30 ans

Lorsqu'on applique une exploitation de 3, 6 et 9 tiges/ha de manière répétée selon un cycle de 30 ans, on ne récupère plus la surface terrière originale de 32,8m²/ha (Fig.4.7). Les intensités d'exploitation de 6 et 9 tiges/ha ne sont réalisables que lors du premier cycle, aux suivants l'intensité diminue à chaque cycle pour atteindre une limite constante de 4 tiges/ha (Tab.4.7) au bout des 3^{ième} et 4^{ième} cycle respectivement (Tab 4.7, Fig. 4.7).

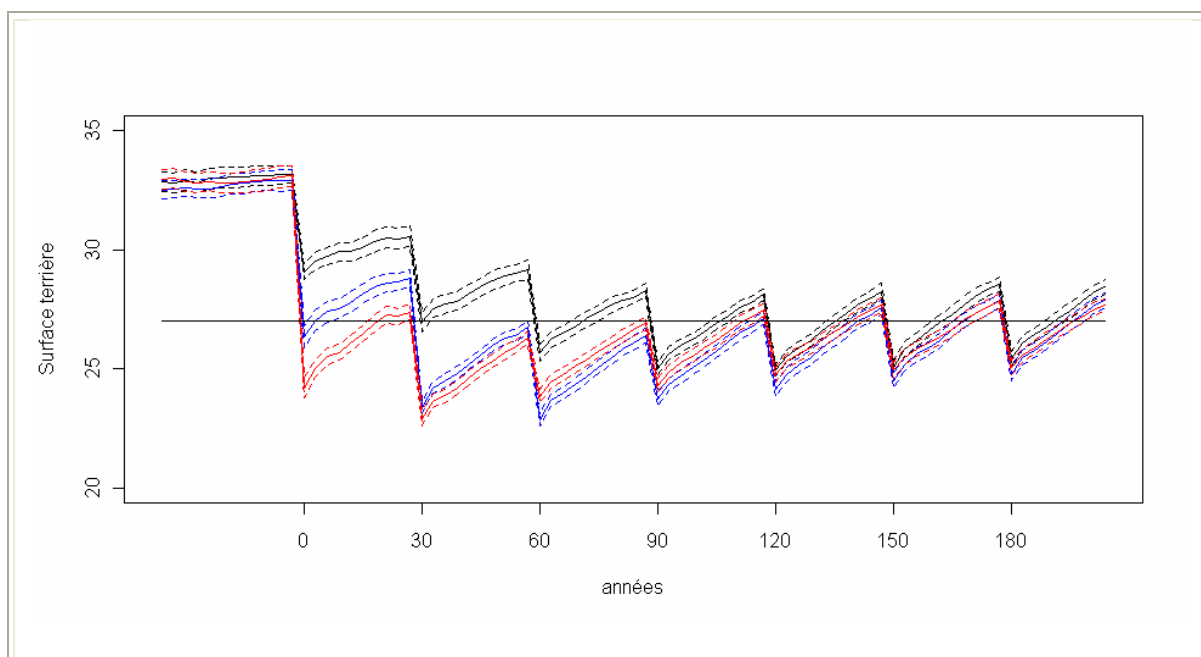


Figure 4.7. Evolution de la surface terrière en suivant des cycles de coupe de 30 ans pour une coupe d'intensité de 3 tiges/ha (courbe noire), 6 tiges/ha (bleue) et 9 tiges/ha (courbe rouge). Les courbes pointillées représentent l'intervalle de confiance de 36 répétitions. La ligne horizontale indique une surface terrière de 27 m²/ha.

Après le quatrième cycle de coupe et en exploitant entre 3 et 4 tiges/ha par cycle, la surface terrière maximale de la forêt se stabilise autour de 27 m²/ha, correspondant à 82% de la surface terrière originale. Cette combinaison entre surface terrière maximale à 27 m²/ha, intensité d'exploitation de 3 ou 4 tiges/ha et cycle de coupe de 30 ans permet une production constante entre 13 et 19 m³/ha/cycle.

Une fois obtenue cette stabilisation, à la fin du quatrième cycle de coupe (année 117) la forêt possède une structure semblable indépendamment de l'intensité de l'exploitation (Tab.4.8). Une différence est à noter cependant sur l'effectif total, entre les parcelles exploitées à 3 et 6 tiges/ha (610 et 617 arbres/ha, respectivement, effectifs significativement différents).

Tableau 4.7. Arbres commerciaux, creux et effectivement exploités par hectare lors des différents cycles de coupe.

Intensité	Année	Commerciaux	Creux	Arbres effectivement exploités			
				Moyenne	sd	min	max
3	0	18	6	3	0,17	2	3
	30	17	6	3	0,16	2	3
	60	14	6	3	0,15	2	3
	90	12	5	3	0,19	2	3
6	0	18	6	6	0,28	5	6
	30	13	6	5	0,28	5	6
	60	10	5	5	0,73	3	6
	90	9	5	4	0,55	3	5
9	0	19	6	9	0,34	7	9
	30	11	6	5	1,19	3	8
	60	9	5	4	0,60	2	5
	90	10	6	4	0,66	2	6

Tableau 4.8. Surface terrière (m^2/ha), effectifs (arbres/ha), biomasse aérienne (t/ha) et distribution diamétrique du peuplement avant exploitation (année 0) et après 4 cycles de coupe (année 117), pour différentes intensités d'exploitation.

Intensité	Année	Surface terrière	Densité	Biomasse	Distribution diamétrique		
					$10 \leq d_{hp} < 40cm$	$40 \leq d_{hp} < 80cm$	$d_{hp} \leq 80cm$
-	0	32,8 (1,37)	572 (8,9)	416,3 (20,1)	507	57	7
3	117	28,1a (0,74)	610b (7,9)	334,0a (11,6)	558	48	4
6	117	27,1a (0,87)	617a (7,7)	320,3a (14,4)	567	47	3
9	117	27,5a (0,82)	612ab (9,7)	326,9a (13,6)	561	49	3
		F=13,84 ; p-value<0,01; Tukey n.s.	F=6,09; p-value<0,01	F=9,63; p-value<0,01; Tukey n.s.	Q2 = 0,292; p-value = 0,99		

A l'année 117, le nombre total d'espèces dans les parcelles, 165 en moyenne, ainsi que l'indice de diversité de Shannon (4,1) sont semblables entre parcelles ayant subi les différentes intensités d'exploitation de départ. La même dynamique de changement d'espèces au niveau de la parcelle observée lors de la simulation d'une seule coupe s'est reproduite en simulant plusieurs coupes : 12 espèces ont été remplacées en moyenne dans chacune des

répétitions, et cela encore une fois indépendamment de l'intensité d'exploitation de départ. Après 4 cycles de coupe, la participation de principaux genres dans la composition floristique de la forêt s'est toutefois modifiée (Tab.4.9). *Tachigali* et *Parkia*, des genres héliophiles atteignant la canopée de la forêt et qui occupaient les premières positions dans le peuplement en terme de surface terrière relative avant l'exploitation, ont été remplacés par *Inga* et *Miconia*, des genres aussi héliophiles mais de taille inférieure. D'autres genres comportant de taxons de la canopée comme *Eperua* et *Carapa* ont aussi perdu leur importance dans la forêt exploitée en détriment des genres tels que *Palicourea* et *Vismia* qui regroupent de taxons d'étages inférieurs.

Tableau 4.9. Principaux genres regroupant 50% de la surface terrière présents dans la forêt avant l'exploitation et à l'année 117, en fonction des différentes intensités d'exploitation de départ. Genres ordonnées en ordre décroissante de leur surface terrière relative (G%).

Avant exploitation		Année 117, intensité d'exploitation de départ					
		3 tiges/ha		6 tiges/ha		9 tiges/ha	
Genre	G%	Genre	G%	Genre	G%	Genre	G%
Tachigali	10	Inga	10	Inga	11	Inga	11
Parkia	9	Miconia	7	Miconia	8	Miconia	8
Miconia	6	Tachigali	6	Pourouma	5	Pourouma	6
Inga	6	Parkia	6	Parkia	5	Tachigali	5
Eperua	6	Pourouma	5	Tachigali	4	Parkia	4
Licania	4	Licania	4	Licania	4	Licania	4
Pourouma	4	Protium	3	Protium	3	Sterculia	3
Protium	4	Sterculia	3	Sterculia	3	Protium	3
Carapa	3	Eperua	3	Tapirira	3	Palicourea	3
		Palicourea	3	Vismia	3	Tapirira	3
				Palicourea	3		

Durabilité Economique : L'analyse financière

Un seule coupe

Recettes

La coupe de 3, 6 et 9 tiges/ha représente un volume moyen exploité de (écart-type) respectivement 18,7 (\pm 2,4); 36,6 (\pm 3,1) et 53,1 m³/ha (\pm 5,3). Le diamètre et le volume moyen des tiges exploités sont statistiquement semblables entre les différentes intensités d'exploitation (diamètre moyen = 81,7cm, F=0,34, p-value=0,71, ddl=213; volume moyen = 6,7m³, F=5,22, p-value=0,006, ddl=213 ; Tab.4.10). En appliquant un taux de rendement d'exploitation de 79%, prenant en compte les pertes dues à l'abattage, ou encore aux arbres

creux détectés après l'exploitation (Annexe 9), le volume effectivement rentré à la scierie est estimé à 14,8 ($\pm 1,9$), 29 ($\pm 2,5$) et 42 ($\pm 4,2$) m³/ha pour les intensités d'exploitation de 3, 6 et 9 tiges/ha respectivement (Tab.4.10).

Tableau 4.10. Flux financiers, production et indices de rentabilité de l'activité d'exploitation forestière à différentes intensités d'exploitation. Valeurs à l'hectare.

Année*	0	1			2 ^{ème} à n ^{ème}
Intensité d'exploitation (tiges/ha)	3, 6 et 9	3	6	9	3, 6 et 9
Production					
Vol exploité		18,7	36,6	53,1	
Vol fut scierie ^a		14,8	29,0	42,0	
Vol sciages et contreplaqués produit ^b		6,6	12,9	18,7	
Dhp moyen de tiges exploitées (cm)		81,3	81,7	82,1	
Vol moyen de tiges exploitées (m ³)		6,7	6,7	6,6	
Coûts					
achat propriété ^c	169,91				
préparation du plan d'aménagement ^d	3,38				
scierie ^e	1,53				
Gestion (parcelles, inventaire, taxes)	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02
exploitation -fixe ^f		153,12	153,12	153,12	
exploitation - variable ^g		221,94	436,02	631,53	
Transformation et commercialisation ^h		3669,14	7220,82	10448,10	
Coûts totaux	175,84	4045,21	7810,98	11233,77	1,02
Recettes		4595,67	9043,46	13085,34	
Indices					
BASI		320,22	940,66	1503,47	
BAS		314,89	935,32	1498,13	
VM (m ³ /ha/an)		0,2	0,3	0,5	
RM (US\$/ha/an)		54,71	81,47	124,62	

* l'année 0 correspond à installation de l'activité, qui possède une durée (*n*) dépendante de l'intensité d'exploitation : 84, 111 et 105 ans respectivement pour 3, 6 et 9 tiges/ha. La forêt est exploitée une année après l'installation de l'activité.

^a 79% du volume exploité rentre effectivement à la scierie.

^b déterminé par rapport au taux de transformation de chaque espèce exploitée.

^c déterminé à partir de la Résolution CEPAF du 28 août 2008 de l'Etat du Para. R\$ 300,96/ha = US\$169,91/ha.

^d valeur obtenue de la Société.

^e prix de l'achat d'une scierie. Source : Verissimo et al. (1992) = US\$ 214000. La Société gère 140000 hectares, d'où l'investissement de US\$ 1,53/ha pour le montage de la scierie.

^f coût fixe à R\$ 271,03/ha ou US\$ 153,12 dollars/ha (Annexe 10).

^g coûts variables à R\$ 21,06/m³ ou US\$ 11,90/m³ (Annexe 10).

^h coût transformation/commercialisation à US\$ 559,32/m³, valeur obtenue de la Société. Ce coût comporte toutes les dépenses liées à l'opération et entretien de la scierie, manutention de la production dans le site de la société et au port de Belém, ainsi que les dépenses d'opération des bureaux commerciaux à la ville de Belém.

US\$ 1Dolar = R\$ 1,77. Taux de change de la BCE du 01/01/2008

Indépendamment de l'intensité d'exploitation, 70% du volume est représenté par seulement neuf espèces, soit par ordre d'importance : *Parkia nitida*, *Tachigali melinonii*, *Protium* spp., *Carapa procera*, *Virola michelii*, *Dicorynia guianensis*, *Eperua grandiflora*, *Eperua falcata*, *Sterculia* sp. Le taux moyen de transformation a été de 44%.

Après transformation, le volume commercialisé a été de 6,6m³/ha ($\pm 0,8$), 12,9 ($\pm 1,1$) et 18,7 ($\pm 1,8$) pour respectivement les intensités d'exploitation de 3, 6 et 9 tiges/ha. La production s'est divisée en règle générale à 56% de sciages et 44% de contreplaqué (Tab.4.10). Le prix moyen du m³ commercialisé a été de US\$ 700,5. La recette moyenne des différentes intensités d'exploitation 3, 6 et 9 tiges/ha est donc de US\$/ha 4596 (± 405), 9044 (± 597) et 13085 (± 934) respectivement (Tab.4.10).

Coûts

Le coût de l'exploitation a été divisé en coût fixe et variable. Le premier, par définition, possède la même grandeur indépendamment du volume produit tandis que le deuxième dépend de la production. La liste des dépenses ainsi que leurs valeurs sont présentés à l'Annexe 10. Le coût variable en fonction du volume exploité a été estimé à US\$ 11,9/m³. Les items 1) carburant et lubrifiant des engins d'exploitation et 2) salaires des employés, représentent respectivement 28% et 25% du total de cette dépense. Le coût fixe est de US\$ 153/ha: l'usure des biens (33%) et l'inventaire pré-exploitation (22%) représentent ensemble plus de 50% de ce coût (Annexe 10).

Le coût de transformation du bois et de la commercialisation de la production qui a été fourni par la société est de US\$ 559,32 le m³. Ce coût n'a pas été sous-divisé en fixe et variable, on estime que la société maintient constante la capacité de transformation de sa scierie, c'est à dire 50.000 m³/ha, indépendamment de l'intensité de l'exploitation.

Rentabilité

La rentabilité de l'activité est plus élevée à des intensités d'exploitation plus forte. Les cycles plus longs, nécessaire pour la récupération des forêts plus intensément exploitées (111 et 105 ans pour respectivement 6 et 9 tiges/ha, contre 84 ans pour une exploitation de 3 tiges/ha) n'influencent que marginalement le résultat de la rentabilité. En effet, le coût annuel de

gestion (US\$ 1,02/ha), relatif au paiement de l'impôt foncier, à la manutention des routes d'accès et à la protection du site, est la seule dépense existante entre deux rotations.

Le bénéfice actualisé simple (BAS) a été estimé à US\$ 315/ha, 935/ha et 1498/ha pour respectivement les intensités de 3, 6 et 9 tiges/ha. Le bénéfice actualisé à séquence infinie (BAS_I), aussi connu sous le nom de 'critère de Faustmann' a été estimé à US\$ 320/ha, 941/ha et 1503/ha pour respectivement les intensités de 3, 6 et 9 tiges/ha (Tab. 4.10).

Les indices de productivité, VM (volume moyen annuel) et RM (revenu moyen annuel), indiquent aussi la supériorité de l'activité à des intensités d'exploitation plus élevées. Ainsi le revenu moyen annuel en exploitant 9, 6 et 3 tiges/ha est de respectivement 125, 81 et 54 US\$/ha/an, pour un volume moyen de l'ordre de respectivement 0,5, 0,3 et 0,2 m³/ha/an (Tab. 4.10).

Plusieurs coupes - cycles de 30 ans

Recettes

L'intensité de 3 tiges/ha est la seule capable de maintenir une production constante au long des quatre coupes répétées à des intervalles de 30 ans : en moyenne 17,5m³/ha/cycle (Tab. 4.11). Des intensités d'exploitation de 6 et 9 tiges/ha ne peuvent être réalisées qu'au début du premier cycle de coupe. Pour ces intensités initiales et après quatre cycles de coupe, seulement 44% (16,1 m³/ha) et 31% (16,4 m³/ha) respectivement du volume initialement exploité (36,6 et 53,1 m³/ha) a pu être prélevé (Tab.4.11, voire aussi Fig.4.7 et Tab.4.7). Au quatrième cycle de coupe et sur les parcelles où les intensités initiales d'exploitation ont été de 6 et 9 tiges/ha, les arbres exploités ont en moyenne un diamètre 11cm inférieur à ceux des arbres prélevés sur les parcelles où l'intensité initiale a été de 3 tiges/ha (62,9cm contre 74,3cm, Tab.4.11).

Pour les intensités initiales d'exploitation plus fortes (6 et 9 tiges/ha), la réduction du volume prélevé à la quatrième coupe a comme conséquence directe une réduction, de même magnitude, dans la recette de l'activité. Si à la première coupe, on enregistre une recette de US\$ 9044/ha et US\$ 13086/ha en exploitant 6 et 9 tiges/ha respectivement, à la quatrième coupe la recette s'est réduite à respectivement US\$ 3851/ha et US\$ 3927/ha (Tab 4.11).

Tableau 4.11. Flux financiers et production de l'activité d'exploitation forestière à différentes intensités et année d'exploitation. Valeurs à l'hectare.

Année*	0	1			30			60			90		
Intensité d'exploitation (tiges/ha)	toutes	3	6	9	3	6	9	3	6	9	3	6	9
Production													
Vol exploité (m ³)		18,7	36,6	53,1	18,1	32,9	29,7	17,9	22,9	15,6	16,4	16,1	16,4
Vol fut scierie ^a (m ³)		14,8	29,0	42,0	14,3	26,1	23,5	14,1	18,1	12,4	13,0	12,7	13,0
Vol sciages et contreplaqués produit ^b (m ³)		6,6	12,9	18,7	6,4	11,6	10,5	6,3	8,1	5,5	5,8	5,7	5,8
Dhp moyen de tiges exploitées (cm)		81,3	81,7	82,1	78,8	77,2	72,8	78	67,3	62,2	74,3	63,3	62,5
Vol moyen de tiges exploitées (m ³)		6,7	6,7	6,6	6,4	6,1	5,5	6,3	4,8	4,2	5,9	4,3	4,2
Coûts (US\$/ha)													
achat propriété ^c	169,91												
préparation du plan d'aménagement ^d	3,38				3,38	3,38	3,38	3,38	3,38	3,38	3,38	3,38	3,38
Achat scierie ^e	1,53				1,53	1,53	1,53	1,53	1,53	1,53	1,53	1,53	1,53
gestion (parcelles, inventaire, taxes)	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02
exploitation -fixe ^f		153,12	153,12	153,12	153,12	153,12	153,12	153,12	153,12	153,12	153,12	153,12	153,12
exploitation - variable ^g		221,94	436,02	631,53	215,03	391,99	352,84	212,42	272,51	186,00	195,28	191,11	195,16
transformation ^h		3669,14	7220,82	10448,10	3557,28	6488,11	5850,49	3518,12	4513,71	3087,45	3238,46	3171,34	3238,46
Coûts totaux	175,84	4045,21	7810,98	11233,77	3926,45	7034,24	6357,46	3884,68	4940,36	3427,58	3587,88	3516,60	3587,76
Recettes (US\$/ha)													
Prix du m3 (US\$)		696,31	701,10	699,81	686,36	690,68	688,05	685,25	683,80	688,84	678,02	675,62	677,16
Relation contreplaqué/sciages (%)		44/57	47/53	44/56	49/51	50/50	51/49	48/52	52/48	54/46	53/47	53/47	53/47

* l'année 0 correspond à l'installation de l'activité, qui possède une durée de 117 ans. La forêt est exploitée une année après l'installation de l'activité et à chaque cycle de 30 ans. Entre les cycles (i.e. années 2 à 29 ; 30 à 59 ; 61 à 89 ; 91 à 117) seuls les coûts de la gestion sont comptabilisés.

^a 79% du volume exploité rentre effectivement à la scierie. ; ^b déterminé par rapport au taux de transformation de chaque espèce exploitée. ^c déterminé à partir de la Résolution CEPAF du 28 août 2008 de l'Etat du Para. R\$ 300,96/ha = US\$169,91/ha. ^d valeur obtenue de la Société. A chaque cycle un nouveau plan d'aménagement doit être déposé auprès de l'organisme de contrôle. ^e prix de l'achat d'une scierie ; source Verissimo et al. (1992) = US\$ 214000. La Société gère 140000 hectares, d'où l'investissement de US\$ 1,53/ha pour le montage de la scierie. On estime que cet investissement doit être renouvelé à chaque nouveau cycle. ^f coût fixe à R\$ 271,03/ha ou US\$ 153,12 dollars/ha (Annexe 10). ^g coûts variables à R\$ 21,06/m³ ou US\$ 11,90/m³ (Annexe 10). ^h coût de transformation à US\$ 559,32/m³, valeur obtenue de la Société. US\$ 1Dolar = R\$ 1,77. Taux de change de la BCE du 01/01/2008.

Tableau 4.11b. Indices de rentabilité de l'exploitation forestière à différentes intensités. Valeurs en US\$/ha.

Indices	Intensités initiales (tiges/ha)		
	3	6	9
BASI	295,22	952,09	1548,22
BAS	317,26	1005,79	1594,32
VM (m ³ /an)	0,6	0,9	1,0
RM (US\$/ha/an)	147,33	226,03	239,55

Parmi les neuf principales espèces exploitées lors de la première coupe, trois espèces essentiellement destinées à la production de sciages – *Dicorynia giuanensis*, *Eperua falcata* et *Eperua grandiflora* – ont été remplacées par trois espèces utilisées pour le déroulage – *Simarouba amara*, *Jacaranda copaia* et *Laetia procera*. Ce changement a engendré une baisse de la valeur moyenne du volume commercialisé, qui est passé de US\$ 699,1/m³ lors de la première coupe à US\$ 676,7/m³ à la quatrième coupe (Tab.4.11).

Coûts

Le tableau 4.11 présente la structure des coûts associés aux scénarii des coupes répétées. Le flux de dépenses est très semblable aux scénarii d'une seule coupe. En effet, seul le coût d'achat de la forêt ne se répète évidemment pas à chaque cycle. On estime que l'investissement lié au montage de la scierie doit être renouvelé à chaque cycle en raison de l'usure des machines et de l'acquisition des nouvelles technologies d'usinage qui peuvent être disponibles dans l'horizon du cycle de coupe. De même pour le plan d'aménagement qui doit être réélaboré à chaque cycle (exigence légale en Amazonie brésilienne).

Rentabilité

La rentabilité des différentes intensités a été estimée en actualisant les flux financiers (recettes et coûts) produits au long des quatre cycles de coupe et pour une période de 117 ans, le taux d'actualisation est de 10%. Le bénéfice actualisé simple (BAS) et le bénéfice actualisé à séquence infinie (BASI) indiquent la supériorité économique du scénario d'exploitation initiale plus intense, 9 tiges/ha, respectivement US\$ 1594/ha et US\$ 1548/ha (Tab.4.11b). Le revenu moyen annuel (RM) en exploitant 9, 6 et 3 tiges/ha est de respectivement US\$ 240/ha/an, 226/ha/an et 147/ha/an, pour un volume moyen (VM) de l'ordre de 1m³/ha/an, 0,9m³/ha/an et 0,6m³/ha/an (Tab. 4.11b).

III - Exploitation forestière versus Déforestation

Cette partie des résultats est dédiée à l'analyse du bilan de carbone de l'exploitation forestière et de la comparaison avec un autre type de système de production de bois d'œuvre dans l'Amazonie brésilienne : la déforestation. A partir de l'analyse financière des deux systèmes de production, on a estimé le coût d'abattement du service de stockage de carbone via le maintien du couvert forestier et de sa reconstitution après exploitation.

Bilan carbone

Les intensités d'exploitation de 3, 6 et 9 tiges/ha ont réduit le stock de carbone du peuplement de l'ordre de 14% (29 MgC/ha), 22% (47 MgC/ha) et 31% (64 Mg/ha) respectivement. Ce stock a cependant été entièrement récupéré dans un horizon de 84, 111 et 105 ans avec un taux de récupération de 0,38, 0,44 et 0,53 MgC/ha/an respectivement pour ces trois intensités (estimé à partir du Tab. 4.5). Avec la déforestation la totalité du carbone stocké dans la biomasse aérienne a été perdu : 209 MgC/ha (Tab.4.12). Après déforestation, le simulateur Selva indique que la récupération du stock de carbone du recru forestier au bout de 84, 105 et 111 ans serait de 44, 56 et 50 MgC/ha respectivement ce qui représente un déficit moyen de 156 MgC/ha (Tab.4.12).

Recettes et coûts

La déforestation « produit » 132m³/ha de grumes commerciales (dhp≥55cm) qui génèrent 47m³ de sciages (58%) et de contreplaqués (42%). Cette production engendre une recette de US\$ 32.692/ha (Tab. 4.12). Le diamètre et le volume moyen de tiges sont respectivement 83cm et 6,8m³.

Le coût d'élaboration du plan d'aménagement a été remplacé par celui de l'élaboration du projet de déforestation et par la taxe d'autorisation de déforestation, US\$ 0,32/ha. La législation brésilienne autorise la déforestation sur seulement 20% de la surface de la propriété. En faisant l'hypothèse que la déforestation soit légale, un coût supplémentaire lié à l'achat d'une réserve forestière, représentant quatre fois le prix d'achat de la surface à déforester, soit US\$ 679/ha a été rajouté. De plus, la législation de l'Etat du Pará impose également le paiement d'une taxe dite de compensation sur chaque mètre cube produit à partir du bois issu de la déforestation. Cette taxe qui s'élève à US\$ 11/m³ a donc également été prise

en compte (Tab. 4.12). Les coûts liés à l'abatage/débardage des grumes et à la transformation et commercialisation de la production sont ceux estimés pour les scénarii d'exploitation forestière (Tab.4.12). Un total de US\$ 851/ha a été dépensé l'année de l'implantation du projet de déforestation. De ce montant 80% est dû à l'achat de la réserve forestière. Les activités liées à la déforestation et à la production ont généré une dépense de US\$ 28.351/ha.

Rentabilité

Les critères de rentabilité de la déforestation ont été estimés en considérant une durée de projet équivalente au plus long cycle de coupe obtenu pour l'exploitation forestière, 111 ans. Dans ce contexte la déforestation dégage un bénéfice net de US\$ 3094/ha.

Les indices VM (volume moyen annuel) et RM (revenu moyen annuel), respectivement 1,2 m³/ha/an et US\$ 295/ha/an indiquent des valeurs plus élevées que celui de l'exploitation forestière (Tabs.4.12 et 4.10.). Il est important de préciser cependant que ces indices de productivité ne sont pas adaptés pour évaluer la déforestation, car bien évidemment l'activité n'est pas durable sur le long terme. Mais ils dégagent une information intéressante : avec cette activité un investisseur peut se permettre d'attendre un *siècle* pour donner une autre affectation à la terre (conversion en pâturage, cultures agricoles, plantation d'arbres) tout en recevant un revenu plus élevés que celui de l'exploitation forestière.

Coût d'abattement de la tonne de carbone

L'exploitation forestière possède un bilan favorable en carbone 84, 105 et 111 ans après la récolte du bois d'œuvre contre un déficit, aux mêmes années de respectivement 153, 159 et 165 MgC/ha engendré par la déforestation. La déforestation possède cependant une compétitivité, en termes de bénéfice net sur l'investissement, supérieure à l'exploitation forestière. En effet, un hectare déforesté génère un bénéfice net deux fois supérieur (US\$ 3094) à l'exploitation forestière d'intensité de 9 tiges/ha (US\$ 1498), ou encore trois et dix fois supérieur à l'exploitation de respectivement 6 tiges/ha (US\$ 935) ou 3 tiges/ha (US\$ 315). La compensation pour qu'une société travaillant avec le bois d'œuvre issu de la déforestation change son système de production en préférant l'exploitation forestière doit être de l'ordre de US\$/ha 2779, 2159 et 1596, si des intensités de respectivement 3, 6 et 9 tiges/ha devaient être appliquées par la société. Ceci représente un coût d'abattement de la tonne du carbone de l'ordre de respectivement 18, 14 et 10 US\$.

Tableau. 4.12. Flux financiers, production et indices de rentabilité de l'activité de déforestation. Valeurs à l'hectare.

Année	0	1	2 ^{ème} à n ^{ème}
Activité		Déforestation	
Production			
Vol exploité		132,38	
Vol fut scierie		104,87	
Vol sciages et contreplaqués produit		46,67	
Dhp moyen de tiges exploitées (cm)		83,0	
Vol moyen de tiges exploitées (m ³)		6,8	
Biomassa (MgC/ha)	209	0	44 ;50; 56
Coûts			
achat propriété	169,91		
achat réserve	679,6		
autorisation de déforestation	0,32		
scierie	1,53		
impôt foncier	0,10	0,1	0,1
déforestation -fixe /ha		153,12	
déforestation - variable/m ³		1575,32	
transformation		26103,46	
compensation déforestation		519,90	
totaux	851,50	28351,91	
Recettes		32692,34	
Indices			
BASI		3093,57	
BAS		3094,51	
VM (m ³ /ha/an)		1,2	
RM (US\$/ha/an)		294,52	

* Des explications concernant les différents items sont dans le texte et dans les tableaux 4.10 et 4.11. Les valeurs de la biomasse ont été estimées a partir du taux de récupération le plus élevé qui a été déterminé par simulation : 0,53MgC/ha/an.

Discussion et Conclusions

Le simulateur

Après une phase de stabilisation, le simulateur génère une forêt virtuelle présentant une surface terrière et une densité (32,6 m²/ha et 561 arbres/ha respectivement) similaires à la forêt primaire de Paracou et dans les intervalles cités par la littérature pour la région amazonienne : 29 m²/ha et 623 arbres/ha pour l'Amazonie centrale (Higuchi, 1987), 30,6

m²/ha et 608 arbres/ha l'ouest amazonien (Phillips et al 1994), 31,1 m²/ha et 605 arbres/ha pour Paracou, et finalement 28 m²/ha et 494 arbres/ha pour l'est amazonien (Sist et Ferreira, 2007 ; Ruschel, 2008). La structure des modèles et leur paramétrisation ont tendance à générer une forêt unique. Quelque soit le peuplement (*i.e.* différentes parcelles) utilisée comme support au départ des simulations, après 300 ans d'évolution les caractéristiques des peuplements virtuels - structure diamétrique, surface terrière, effectifs et composition floristique – sont semblables entre eux.

La mise en place de 92 différentes stratégies de vie dans le simulateur SELVA a permis de conserver la richesse spécifique du peuplement puisque la forêt virtuelle comprend en moyenne 165 espèces d'arbres (max. = 175, min. = 157) soit une valeur proche de celles observée dans les parcelles témoins et en général dans la région (ter Steege et al., 2000). Le modèle n'est toutefois pas capable de reconstituer la composition floristique originale car il surestime la contribution des espèces héliophiles. La forêt virtuelle est en effet dominée par les genres héliophiles tels que *Tachigali*, *Parkia* et *Miconia*, et par les légumineuses des familles Caesalpiniaceae et Mimosaceae qui ensemble représentent 36% du total de la surface terrière et 15% du nombre d'individus. Parmi les trois familles dominantes des forêts primaires amazoniennes (Caesalpiniaceae, Sapotaceae et Lecythidaceae, Terborgh & Andersen, 1998 ; ter Steege, 2000) seules les Caesalpiniaceae restent dominantes dans le peuplement virtuel et représentées par des espèces héliophiles comme *Tachigali sp.* D'autres modèles individuels de dynamique forestière en région amazonienne considérant simplement quelques groupes d'espèces confirment de façon moins précise la tendance des peuplements forestiers à être dominés par des espèces héliophiles (Chave, 1999 ; Kammesheidt et al., 2001 ; Phillips et al., 2004).

Après l'exploitation, la forêt de Paracou enregistrent des taux de croissance et de recrutement élevés pendant plusieurs années selon le processus considéré : de 6 ans à 8 ans pour la croissance et 18 ans pour le recrutement (Blanc et al., 2009). D'autres études dans la région ont confirmé cet effet stimulateur de l'exploitation (de Graaf, 1986 ; Silva et al., 1995 ; Chambers et al., 2004 ; Blanc et al., 2009). La comparaison entre les valeurs de la croissance et du recrutement simulées après l'exploitation et celles observées sur le site de Paracou indiquent que le modèle Selva sous-estime considérablement la durée de cette stimulation. En effet, dans le modèle de croissance, ces taux ne se maintiennent élevés que pendant les 3 années suivant l'exploitation et retombent à des valeurs de forêt primaire au-delà de cette période. Ce phénomène est vraisemblablement dû au mode de calcul de l'indice de compétition qui du fait d'être calculé sur une superficie trop importante (900m²), tend à lisser

les changements de l'environnement après exploitation et à les interpréter comme un retour à des conditions originales de forêt primaire (Gourlet-Fleury, 1997).

Les caractéristiques du simulateur décrites ci-dessus sont importantes à considérer car elles ont naturellement un impact sur la durée de reconstitution de la forêt, la durée des cycles de rotation, la composition spécifique et donc l'abondance des espèces de bois d'œuvre, enfin le bilan carbone. Le simulateur est capable de recréer la structure, la dynamique et la richesse d'une forêt tropicale humide, ayant à l'état d'équilibre une composition floristique propre, mais avec une réactivité à la perturbation plus lente que celle des forêts amazoniennes perturbées. On reviendra sur ce dernier point dans les paragraphes suivants.

Durabilité écologique

Nos simulations suggèrent qu'à la suite d'une exploitation à faible impact, la forêt amazonienne de Paracou retourne à son état d'origine en terme de structure (surface terrière, densité, biomasse aérienne) et de richesse spécifique au bout de 84, 111 et 105 ans respectivement pour des intensités d'exploitation de 3, 6 et 9 tiges/ha. Le modèle en sous-estimant l'effet stimulant de l'exploitation sur la croissance des arbres a vraisemblablement surestimé ces valeurs notamment pour les intensités faibles et modérées (3 et 6 tiges/ha). L'exploitation prélève en effet les plus gros arbres âgés souvent de plusieurs siècles et représentant une part importante de la surface terrière du peuplement. Il est donc naturel que la reconstitution de cette perte soit longue et les valeurs issues du modèle sont d'ailleurs proches de celles observées par Kammesheidt et al. (2001) au Venezuela.

Aucune des intensités d'exploitation testées n'engendre une réduction significative de la richesse floristique du peuplement. On observe toutefois des modifications dans la composition floristique des parcelles, notamment le remplacement d'espèces peu fréquentes, sans que cela modifie la participation des principales familles et genres. Ce maintien de la composition floristique du peuplement exploité, une fois la surface terrière récupérée, contredit les conclusions de van Gardingen et al. (2006) basées sur les résultats du modèle SYMFOR qui en appliquant une exploitation d'intensité très faible $10\text{m}^3/\text{ha}$ (eq. 1,6 tiges/ha) concluent: *"It is extremely important to note that significant differences in species composition should be expected even 100 years after a single logging event"*.

La longueur estimée de notre cycle de coupe est très conservatrice. En effet l'accroissement simulé de la surface terrière est de l'ordre de $0,06\text{m}^2/\text{ha}/\text{an}$ et très inférieur à celui observé

dans d'autres sites amazoniens : de Graaf et al. (1999) au Suriname, $1,4\text{m}^2/\text{ha}/\text{an}$; Kammesheidt et al. (2001) au Venezuela, 0,3 et $1,1\text{ m}^2/\text{ha}/\text{an}$ pour respectivement 30 et 60m^3 d'intensité d'exploitation ; et Alder et Silva (2000) à Tapajos, 0,3, 0,7 et $1,0\text{m}^2/\text{ha}/\text{an}$ pour nos intensités de 3, 6 et 9 tiges/ha respectivement. Dans nos simulations, la croissance moyenne annuelle des arbres est de $0,16\text{cm}/\text{an}$, avec une augmentation à $0,22\text{cm}/\text{an}$ de très courte durée au cours des trois premières années suivant l'exploitation. Or de nombreuses études dans la région reportent des valeurs nettement plus élevées : $0,29\text{cm}/\text{an}$ (sites de Manaus et Paragominas, Vidal et al., 2002 ; Vidal, 2003 ; Chambers et al., 2004), 0,32 cm (Site de Paragominas CIKEL, Mazzei et al., 2010 cf. chapitre 1) ; $0,36\text{cm}/\text{an}$ (Site de Tapajos, Silva et al., 1995), $0,38\text{ cm}/\text{an}$ (Site de Jari, Azevedo, 2006) et $0,41\text{ cm}/\text{an}$ (Suriname, de Graaf et al., 1999).

En appliquant des coupes répétées durant 120 ans et en suivant un cycle de 30 ans et une intensité d'exploitation égale ou inférieure à $30\text{m}^3/\text{ha}$ comme préconisé par la législation brésilienne, la forêt ne récupère plus sa surface terrière initiale. Cette dernière reste en effet inférieure de 18% à la surface terrière originale. Les coupes répétées modifient aussi la structure de la forêt puisque le peuplement augmente de 11% le nombre de tiges de petite taille ($10 \leq \text{dhp} < 40\text{cm}$) et réduit de 50% le nombre de gros individus ($\text{dhp} \leq 80\text{cm}$). Les coupes répétées altèrent la composition de genres dominants de la forêt. Des taxons héliophiles de la canopée – *Tachigali* spp., *Parkia* spp. - sont remplacés par des taxons héliophiles de petite taille – *Inga* spp. et *Miconia* spp. La dominance de genres pionniers augmente également avec l'exploitation : *Tapirira*, *Vismia* et *Palicourea*, sont ainsi après 4 cycles de coupe, parmi les principaux genres de la forêt exploitée. Les coupes répétées ont légèrement augmenté le taux d'accroissement de la forêt : 0,08, 0,11 et $0,11\text{ m}^2/\text{ha}/\text{an}$ pour des intensités d'exploitation de départ de 3, 6 et 9 tiges/ha respectivement. Cette augmentation a aussi été observée par Alder et Silva (2000) et Kammesheidt et al. (2001) avec cependant un taux plus élevé (voir paragraphes ci-dessus).

Nos résultats suggèrent que sous un régime de 6 tiges/ha en vigueur actuellement dans la région, seul un cycle de 100 ans permettrait la récupération du stock prélevé ainsi que la conservation de la structure de la forêt et de sa composition floristique. Pour de fortes intensités initiales de 6 et 9 tiges/ha (respectivement 37 et $53\text{ m}^3/\text{ha}$), nos résultats montrent que les intensités des coupes suivantes seront réduites jusqu'à atteindre une production stationnaire à partir du 3 et 4^{ième} cycle de 4 tiges/ha. Ces résultats confirment ceux d'autres études (Alder and Silva, 2001 ; van Gardingen et al., 2003 ; Sist et al., 2003a ; Dauber et al., 2005). L'adoption d'un scénario d'exploitation durable de 3 ou 4 tiges/ha/cycle est donc

conditionnée à l'acceptation du fait qu'une forêt de production possède une structure différente d'une forêt naturelle.

Durabilité économique

En se basant sur une seule coupe d'une intensité de 6 tiges/ha, le bénéfice net à séquence infinie (BASI) a été estimé dans notre étude à US\$ 941/ha. Cette valeur est supérieure aux estimations réalisées en Amazonie brésilienne par d'autres auteurs. Par exemple Barreto et al. (1998) et Holmes et al. (2002) estiment un bénéfice net de respectivement US\$ 614/ha et US\$ 529/ha (valeurs actualisées par le taux d'inflation américain, ainsi que tous les autres citées dorénavant dans le texte) pour une intensité comparable. Nos recettes ont cependant été calculées en fonction de la production de sciages et de contreplaqués et non pas à partir de la vente de grumes. Verissimo et al. (1992) et Stone (1996) qui ont estimé le bénéfice net en fonction de la production de sciages, trouvent une valeur proche de la notre, respectivement US\$ 756/ha et US\$ 787/ha.

Bien que toutes ces études concernent l'exploitation des forêts amazoniennes au Brésil, des différences considérables existent entre les caractéristiques des forêts et l'organisation de l'exploitation à proprement parlé. Les comparaisons directes sont difficiles car les méthodologies des différentes études disponibles diffèrent considérablement. En outre, il existe de fortes variations de productivité de l'exploitation ou de la transformation qui naturellement ont un impact direct sur les recettes (Bauch et al., 2007 ; tab. 4.13).

Tableau 4.13. Recettes et coûts (US\$) liés à l'activité d'exploitation forestière cités par la littérature pour l'amazonie brésilienne.

Etude	Recettes (m ³)		Coûts		
			Exploitation		Transformation (m ³)
	grumes	sciages	fixe (ha)	variable (m ³)	
Cette étude	-	700	153	12	559
Verissimo et al. 1992	42	231		33	173
Stone 1996	51	271	-	33	160
Barreto et al. 1998	51	-	96	4	
Holmes et al. 2002	31	-	89	10	
Bauch et al. 2007	-	-	180	15	24

En accord avec nos simulations, une production durable de bois d'œuvre soutenue est possible sous un régime de 3 tiges/ha/cycle tous les 30 ans représentant une production constante de bois d'œuvre de 17m³/ha/cycle. Cependant à chaque cycle, les bénéfices décroissent car la part de la production de contreplaqués, moins rentable que le sciage, augmente de 44% (1^{er} cycle) à 53% (4^{ème} cycle), en raison surtout de l'augmentation des effectifs des espèces

propres pour le déroulage – *Simarouba amara*, *Jacaranda copaia* et *Laetia procera* dans le peuplement.

Exploitation forestière et le paiement pour le stockage du carbone

L'inclusion de mesures incitatives pour réduire les émissions dues à la déforestation et à la dégradation des forêts (REDD) sont actuellement débattues sur la scène internationale pour aboutir à un nouvel accord qui remplacera l'actuel Protocole de Kyoto (Gullison et al., 2007). Dans ces discussions, l'exploitation forestière est encore perçue comme un des moteurs de la dégradation forestière (Blaser et Robledo, 2007). Or nos simulations extrêmement conservatrices suggèrent que selon les intensités appliquées l'exploitation présente d'une part, une récupération du carbone émis entre 84 et 111 ans, et d'autre part, maintient en grande partie la structure et la composition floristique du peuplement.

En amazonie brésilienne, la déforestation autorisée approvisionne 62% du marché du bois (Lentini et al., 2005) et fait partie des stratégies d'investissement du capital dans la région comme une source importante de provision de bois d'œuvre des sociétés exportatrices (Observatório Social, 2009). De plus, en générant un bénéfice de 2 à 10 fois supérieur, la déforestation autorisée est une activité directement concurrentielle de l'exploitation sélective durable. Enfin, elle présente un bilan carbone nettement négatif avec un déficit moyen de 156 MgC/ha par rapport à une exploitation à faible impact entre 84 et 111 ans.

Dans le contexte d'une stratégie REDD, la compensation pour qu'une société qui déboise légalement change son « système de production » par des systèmes d'exploitation durable de bois d'œuvre varie entre environ 1600 et 2800 US\$/ha, soit l'équivalent d'environ US\$ 10 à 18 US\$/tC. Il convient de souligner que la prise en compte des recettes liées à la commercialisation des tiges en dessous du DME engendrerait un bénéfice encore plus important pour la déforestation (Rainforest Alliance, 2004 ; Lentini et al., 2005 ; SDS, 2008) et par conséquent une valeur de compensation aussi plus élevée.

Le simulateur sous-estime considérablement la croissance des arbres après exploitation et donc la durée nécessaire pour atteindre une récupération du carbone émis. Les données du site de la CIKEL (*chapitre 1*) montrent que sous une intensité de 3 tiges/ha, la biomasse aérienne est récupérée au bout de seulement 17 ans. Par contre pour une intensité de 9 tiges, cette durée atteint 84 ans soit une valeur proche de celle estimée par le modèle. En Guyane, pour une intensité de 10 tiges/ha, Blanc et al. (2009) estime que la récupération du carbone émis par l'exploitation et les traitements sylvicoles est atteinte au bout de 45 ans. Dans une stratégie de

païement pour le stockage de carbone, les cycles de rotation devront prendre donc en compte la dynamique de l'accumulation de biomasse en plus de la capacité du peuplement à reconstituer le stock de bois d'œuvre. Pour ce faire il est essentiel que la législation prenne en compte toutes les composantes de la gestion forestière et en particulier les intensités et les dme pour définir des cycles de rotation les plus appropriés.

Références bibliographiques

- Alder D., Silva J.N.M., 2000. An empirical cohort model for management of Terra Firme forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 130, 141-157
- Azevedo C.P., 2006. *Dinâmica de florestas submetidas a manejo na Amazônia oriental: experimentação e simulação*. Ph. D. Thesis, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, Brésil, 254 p.
- Barreto P., Amaral P., Vidal E. and Uhl C., 1998. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 108 (1-2), 9-26
- Bauch S.C., Amacher G.S., and Merry F.D., 2007. Costs of harvesting, transportation and milling in the Brazilian Amazon: Estimation and policy implications. *Forest Policy and Economics*, 9, 903-915
- Blanc L., Echard M., Herault B. et al., 2009. Dynamics of aboveground carbon stocks in a selectively logged tropical forest. *Ecological Applications* 19, 1397-1404
- Blaser J., Robledo C., 2007. *Initial analysis on the mitigation potential in the forestry sector*. Bern, UNFCCC Secretariat/ Jürgen Blaser and Carmenza Robledo. 29 p.
- Bossel H., Krieger H. 1991. Simulation model of natural tropical forest dynamics. *Ecological Modelling* 59 (1991), 35 pp.
- Brokaw N.V.L., 1982. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. *Biotropica* 14(2), 158-160
- Chambers J.Q., Higuchi N., Teixeira L.M. et al., 2004. Response of tree biomass and wood litter to disturbance in a Central Amazon forest. *Oecologia* 141, 596-611
- Chave J., 1999. Study of structural, successional and spatial patterns in tropical rain forests using TROLL, a spatially explicit forest model. *Ecological Modelling* 124, 233-254
- Dauber E., Fredericksen T.S. and Peña M., 2005. Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests. *Forest Ecology and Management* 214, 294-304

- FAO, 2004. *Reduced impact logging in tropical forests: literature synthesis, analysis and prototype statistical framework*. Rome, Italie, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 287p. Forest Harvesting and Engineering Working Paper n° 1
- Fargeot C., Forni E., Nasi R. 2004. Réflexions sur l'aménagement des forêts de production dans le bassin du Congo. *Bois et forêts des tropiques* 281 :19-34
- Freitas M.A.V., Rosa L.P. 1996. Strategies for reducing carbon emissions on the tropical rain forest: the case of the Brazilian Amazon. *Energy Conversion and Management*, 37(6), 757-762
- van Gardingen P.R., McLeish M.J., Phillips P.D. et al., 2003. Financial and ecological analysis of management options for logged-over Dipterocarp forests in Indonesian Borneo. *Forest Ecology and Management* 183, 1–29
- van Gardingen P.R., Valle D., Thompson I., 2006. Evaluation of yield regulation options for primary forest in Tapajos National Forest, Brazil. *Forest Ecology and Management* 231, 184-195
- Gazel M., 1983. *Croissance des Arbres et Productivité des Peuplements en Forêt Dense Equatoriale de Guyane*. Office National des Forêts, Direction Régionale de Guyane.
- Gourlet-Fleury S., 1997. *Modélisation individuelle spatialement explicite de la dynamique d'un peuplement de forêt dense tropicale humide (dispositif de Paracou, Guyane française)*. Ph.D. Thesis, Université Lyon 1, Villeurbanne, France, 274 p.
- Gourlet-Fleury S., Cornu, G., Dessard, H., Picard, N. 2004. Modelling forest dynamics for practical management purposes. *Bois et forêts des tropiques*, 280, 41-52
- de Graaf N.R., 1986. *A silvicultural system for natural regeneration of tropical rainforest in Suriname*. Wageningen, The Netherlands: University of Wageningen, 250p.
- de Graaf N.R., Poels R.L.H. and van Rampaey R., 1999. Effect of silvicultural treatment on growth and mortality of rainforest in Surinam over long periods. *Forest Ecology and Management* 124, 123-135
- Gullison R.E., Frumhoff P.C., Canadell J.C. et al., 2007. Tropical forests and climate policy. *Science* 316, 985-986
- Hartshorn G.S., 1978. Tree falls and tropical forest dynamics. In Tomlinson et Zimmerman (eds.) *Tropical trees as living systems*, Cambridge, UK, Cambridge University Press, pp. 617-638
- Higuchi, N., 1987. *Short-term growth of an undisturbed tropical moist forest in the Brazilian Amazon*. Ph. D. Thesis, Michigan State University, East Lansing, 129 p.
- Holmes T.P., Blate G.M., Zweede J.C. et al., 2002. Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 163(1-3), 93-110

- IBGE 2007. *Anuário Estatístico Brasileiro. Pesquisa da Produção Vegetal e da Silvicultura*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Brasília, Brésil, IBGE, <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/pevs/2007/default.shtm> [consulté le 06/01/2010]
- ITTO, 2008. *Examen annuel et évaluation de la situation mondiale des bois*. Yokahama, Japan, International Tropical Timber Organization, 262p.
- Kammesheidt L., Kohler P. and Huth A., 2001. Sustainable timber harvesting in Venezuela: a modelling approach. *Journal of Applied Ecology* 38 (4), 756-770
- Keller M., Palace M., Asner G.P., Pereira R. and Silva J.N.M. 2004. Coarse woody debris in undisturbed and logged forests in the eastern Brazilian Amazon. *Global Change Biology* 10, 784-795.
- Köhler P. and Huth A., 1998. The effect of tree species grouping in tropical rain forest modelling - Simulation with the individual based model FORMIND. *Ecological Modelling* 109(3), 301-321
- Lentini M., Pereira D., Celentano D. and Pereira R., 2005. *Fatos florestais de Amazônia*. Belem, Imazon, 142 p.
- Merry B., Soares-Filho D., Nepstad G., et al., 2009. Balancing Conservation and Economic Sustainability: The Future of the Amazon Timber Industry. *Environmental Management*, 44, 395-407
- Morneau F. 2007. *Effets d'un gradient d'engorgement sur la structure et la dynamique d'une forêt tropicale humide (Paracou, Guyane française)*. Ph. D. thesis Sciences Forestières, ENGREF, 256 p.
- Observatório Social, 2009. *Quem se beneficia com a devastação da Amazônia*. Ville, editeur, 61p. Observatório Social em Revista, n° 15
- ONF, 2008. *Réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation des forêts (REDD)*. ONF International, Paris, 7 p.
- Phillips O.L.; Gentry A.H., 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science* 263, 954-958
- Phillips P.D., Azecedo C.P., de Degen B. et al., 2004. An individual-based spatially explicit simulation model for strategic forest management planning in the eastern Amazon. *Ecological Modelling* 173, 335-354
- Rainforest Alliance, 2004. *Resumo público de certificação de Ecolog Indústria e Comércio Ltda*. New York, USA, SmartWood Program, 21 p.
- Rollet B., 1973. *L'Architecture des Forêts Denses Humides Sempervirentes de Plaine*. Nogent-sur-Marne, France, Centre Technique Forestier Tropical, 300 p.

- Ruschel A.R., 2008. *Dinâmica da composição florística e do crescimento de uma floresta explorada há 18 anos na Flona Tapajós, PA*. Belém, PA, Embrapa Amazônia Oriental, 57 p. Documentos, 341
- Schmitt L., 1986. *Opération Forêt Naturelle – Paracou: Exploitation du dispositif*. CTFT, 13p.
- Shugart H.H., West D.C. and Emanuel W.R., 1981. Patterns and dynamics of forests: an application of simulation models. In: West D.C., Shugart H.H., Botkin D.B. (Eds.), *Forest Succession: Concepts and application*. Springer-Verlag, New York, pp. 74-94
- SDS, 2008. *Instrução Normativa SDS nº 005 de 26 de Fevereiro de 2008 - dispõe sobre procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de Plano de Manejo Florestal Sustentável -PMFS nas florestas nativas e formações sucessoras*. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – SDS. Amazonas, Brasil.
- Silva J.M.N., de Carvalho J.O.P., Lopes J.C.A. et al. 1995. Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. *Forest Ecology and Management* 71, 267-274
- Sist P., Picard N. and Gourlet-Fleury S., 2003a. Sustainable cutting cycle and yields in a lowland mixed dipterocarp forest of Borneo. *Annals of Forest Science* 60, 803-814
- Sist P., Ferreira F.N., 2007. Sustainability of reduced-impact logging in the eastern Amazon. *Forest Ecology Management* 243, 199–209
- Stone S.W., 1996. *Economics trends in the timber industry of the Brazilian Amazon: evidence from Paragominas*. Ville, editeur, 24p. CREED Working Paper Series nº 6
- Terborgh J. and Anderson E., 1998. The composition of Amazonian forests: patterns of local and regional scales. *Journal of Tropical Ecology* 14, 645–664
- Vanclay J.K., 1989. A growth model for North Queensland rainforests. *Forest Ecology and Management* 27, 245-271
- Vanclay J.K., 1994. *Modelling Forest Growth and Yield: applications to Mixed Tropical Forests*. Wallingford, UK, CAB International, 312 p.
- Veríssimo A., Barreto P., Mattos M. et al., 1992. Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: the case of Paragominas. *Forest Ecology and Management* 55, 169-199
- Vidal E., Viana M.V., Batista J.-L. F., 2002. Crescimento de floresta tropical três anos após colheita de madeira com e sem manejo florestal na Amazônia oriental. *Scientia Forestalis*, 61, 133-143
- Vidal E., 2004. Dinâmica de florestas manejadas e sob exploração convencional na Amazônia oriental. Ph. D. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 171 p.

- Whitmore T.C., 1998. *An introduction to tropical rain forests*. Oxford, UK, Oxford University, 282 p.
- Wiens J.A., 1999. Landscape ecology: scaling from mechanisms to management. *Perspectives in Ecology. A Glance from the VII International Congress of Ecology* (ed. A. Farina), pp. 13–24. Backhuys Publisher, Leiden, the Netherlands.

Conclusion Générale

L'étude de la durabilité de l'exploitation forestière en Amazonie est le sujet central de cette thèse. Des études sur ce sujet ne sont pas une nouveauté dans les sciences forestières, en effet des questions sur la durabilité de l'utilisation de la forêt pour la production de bois d'oeuvre ont toujours motivé les aménagistes forestiers (voir FAO, 2004 pour plusieurs exemples). Dans cette étude, nous avons choisi d'intégrer toutes les connaissances récentes disponibles sur la dynamique forestière ainsi que l'impact de l'exploitation à faible impact sur la structure de la forêt pour évaluer la durabilité écologique de l'exploitation forestière. Une analyse de la durabilité économique a été réalisée en incorporant le paiement par le service de stockage de carbone comme un nouveau service environnemental produit par la forêt amazonienne et pouvant être rémunéré dans le cadre du REDD (Stern, 2007 ; Putz et al., 2008).

Les modèles et la simulation : limites et points forts

La stratégie de modélisation adoptée dans ce travail a consisté à améliorer un modèle de type arbre dépendant des distances en affinant les sous-modèles décrivant le recrutement et la mortalité. Contrairement aux approches classiques, qui tendent à créer des groupes d'espèces puis à caler ensuite des modèles de croissance, de mortalité et de recrutement sur ces groupes définis une fois pour toutes, nous avons considéré séparément les processus de croissance (sous-modèles déjà calés par Gourlet-Fleury, 1997), de mortalité (groupes et sous-modèles calés dans le cadre de ce travail) et de recrutement (groupes et sous-modèles calés dans le cadre de ce travail). C'est la première fois que cette stratégie est adoptée dans un simulateur-arbre (Gourlet-Fleury et al., 2005). En combinant les différents groupes et les différents processus (croissance, mortalité et recrutement), il a été possible de distinguer et de modéliser le comportement de 92 ensemble d'espèces représentant autant de stratégies différentes. La forêt virtuelle issue de cette modélisation possède plus de 160 espèces par hectare et une dynamique semblable à celle d'une forêt en équilibre dynamique.

Le travail de modélisation qui a été réalisé dans cette thèse a incorporé toutes les avancées et les connaissances accumulées ces dernières années dans la compréhension de la dynamique du site de Paracou. Ainsi pour la mortalité par chablis des arbres, des données du sol influençant leur survie comme par exemple la présence d'une nappe phréatique ou de sols hydromorphes (Morneau, 2007 ; Ferry et al., 2010) ont été utilisées pour la modélisation de ce processus. De même pour les indices de compétition, qui en prenant en compte le voisinage

de l'arbre (10, 20 et 30m) incorporent les observations faites par Durrieu de Madron (1993). Pour la mortalité sur pied, le poids des variables biologiques comme la croissance passée ou le diamètre de l'arbre a été pris en compte dans la modélisation de ce processus. La modélisation de la mortalité a clairement identifié des variables explicatives distinctes et liées à deux types de mortalité différents. Le caractère stochastique de la mortalité par chablis est un facteur limitant pour la modélisation car de nombreux facteurs incontrôlables (vent, forte pluie) difficiles à modéliser y jouent un rôle important.

La classification des espèces en groupes de mortalité à partir d'une approche bayésienne a permis la création de deux groupes de mortalité sur pied et trois groupes de mortalité par chablis. Chaque groupe possède un modèle propre de prédiction de la mortalité avec différentes variables explicatives. Les modèles de mortalité sur pied sont généralement cohérents avec l'écologie des espèces constituant les différents groupes. Ainsi la mortalité des espèces héliophiles et tolérantes de petite taille et à faible densité de bois dépend de l'accroissement diamétrique et du nombre d'arbres dominants autour de l'individu. La mortalité des espèces tolérantes de grande taille et à forte densité de bois dépend de l'accroissement diamétrique ainsi que de leur diamètre. La cohérence entre les modèles de mortalité par chablis et l'écologie des espèces des différents groupes est cependant moins facile à cerner. En effet les groupes de mortalité par chablis sont très hétérogènes : dans les trois groupes, on recense des espèces d'au moins 4 tempéraments écologiques différents. Il est difficile par exemple d'expliquer la répartition des espèces tolérantes de grande taille entre les 3 groupes de mortalité par chablis. Le manque d'information sur l'autoécologie des espèces des forêts tropicales limite notre capacité à évaluer la pertinence du regroupement proposé par la modélisation bayésienne. Le caractère aléatoire de la mortalité par chablis, qui peut être provoquée par des facteurs climatiques externes (fortes pluies et vents), joue sans doute un rôle important dans l'hétérogénéité des groupes.

Pour le recrutement, des variables simples décrivant la participation d'individus de petite taille et des espèces pionnières dans le peuplement ont été capables de modéliser le recrutement de différentes espèces et de reproduire leurs courbes avec différents pics, intensités et durée. Cependant nos modèles de recrutement présentent des faibles valeurs de R^2 , indiquant que les variables expliquent seulement une petite partie de la variance observée.

Les variables qui nous avons utilisées dans ce travail décrivent essentiellement la structure de la forêt et/ou son évolution (effectifs, surface terrière), et l'apparition (recrutement) d'un arbre ne dépend pas uniquement de ces variables. La topographie, les caractéristiques des sols, la présence des arbres semenciers, l'existence de disséminateurs, la distance aux arbres

semenciers, la viabilité des graines, l'allélopathie, la prédation des semences et des plants, la compétition intra- et interspécifique, sont des variables tout aussi importantes susceptibles d'agir sur le recrutement. Des limitations dans l'obtention des données et aussi dans une probable incorporation de ces variables dans le Simulateur nous ont conduit à travailler de manière objective avec l'information disponible. Bien que les modèles de recrutement obtenus soient caractérisés par de faibles valeurs de R^2 l'information écologique portée par les variables retenues sont à la base de la sylvigénèse de la forêt tropicale. Ainsi une forte densité d'arbres dans une parcelle, représentée par la variable NT_v , autoriserait le recrutement d'individus des taxons tolérants mais freinerait celui de taxons héliophiles. Cette forte densité (NT_v) doit être par contre associée à une faible densité des espèces colonisatrices ($drNT_Col_c$), au contraire ce sont les espèces héliophiles qui seraient recrutées en dépit des espèces tolérantes. Aussi, la variable NT_Col_v , retenue dans la formulation de 4 de 6 modèles, semble avoir le rôle « d'horloge déclencheur » du recrutement. La valeur décroissante de son coefficient allant des espèces pionnières à vie courte (*Cecropia* spp.=5,4152) aux espèces héliophiles (*Tachigali melinonii*, *Pourouma melinonii*, *Parkia nitida* = 3,332) en passant par les espèces pionnières *Tapirira guianensis*, *Vismia* spp, *Inga* spp. (4,381) et *Miconia* spp. (3,3225) indiquerait ordre de la succession écologique de ces espèces, in fine le cycle sylvigénétique.

Ainsi que la plupart des auteurs qui travaillent avec la modélisation des processus de la dynamique des forêts tropicales, nous nous sommes confrontés à des faibles valeurs de R^2 (voir par exemple, Phillips et al., 1994 ; Liu et Ashton, 1998 ; Péliissier et al., 1998 ; Phillips et al., 2004a ; b).

Il est important de reconnaître les limites de notre approche à simuler le recrutement des espèces tolérantes. La plupart des espèces tolérantes ont recruté de nouveaux individus dans des conditions environnementales très variées (bord de grandes trouées, sous bois, centre de trouées). Les variables explicatives sélectionnées n'ont manifestement pas été capables de prendre en compte cette réponse des tolérantes dans des situations très contrastées. Dans le but d'améliorer la modélisation du recrutement des espèces tolérantes, d'autres variables mériteraient d'être considérées, en particulier : l'âge des individus recrutés, le temps écoulé depuis l'exploitation ou encore la taille des trouées (Brokaw et Scheiner 1989, Swaine and Whitmore 1988).

Parmi les 7 modèles de recrutement, quatre modélisent exclusivement le recrutement des espèces pionnières ou héliophiles, surreprésentant ainsi la participation de ces espèces dans le peuplement. Cette surreprésentation des espèces héliophiles devrait, en raison de leur

croissance plus élevée, engendrer une augmentation significative de la surface terrière qui à son tour provoquerait une augmentation du taux de mortalité. On aurait ainsi tendance à penser que le peuplement virtuel est plus dynamique. Or, le taux de *turnover* du peuplement indique que ce dernier possède un comportement plus proche de la forêt de Paracou dominée par des genres tolérants que d'une forêt héliophile. Il est donc légitime de se poser la question de savoir si les espèces recrutées en tant que héliophiles ont réellement un comportement héliophile dans le simulateur. Cette question n'a pas pu être traitée dans cette étude. Pour y répondre, il serait nécessaire de simuler chacune des 92 stratégies à part au sein d'un peuplement 'gris' (peuplement dont la dynamique est simulée selon un comportement moyen) et comparer leur évolution avec celles des espèces réelles de Paracou. Il serait ainsi possible de caractériser de façon plus précise le comportement de chaque stratégie (pionnière, héliophiles, tolérantes).

Dans ce travail a choisi d'utiliser une approche bayésienne pour la modélisation de la mortalité et une approche fréquentiste pour celle du recrutement. Ce choix se justifie principalement en raison de la disponibilité de données : beaucoup plus importantes pour l'analyse du recrutement. On suppose alors que cette « disponibilité » de données nous permettrait d'estimer la probabilité p de recruter les espèces. Or, les faibles valeurs de R^2 des modèles de recrutement tempèrent cette supposition. La modélisation du recrutement via l'approche bayésienne reste à faire. Bien que sa mise en place soit laborieuse, les résultats obtenus dans la modélisation de la mortalité ont été encourageants.

La période de stimulation de la croissance et du recrutement après perturbation est de courte durée. Les variables utilisées dans la simulation ont été capables de reproduire la forte réactivité du recrutement après une perturbation (réactivité comparable à celle de la forêt réelle) mais n'ont pas été capables de reproduire l'étendue de la durée de stimulation observée en forêt : les variables ne gardent pas la « mémoire » de la perturbation. L'utilisation dans la modélisation du recrutement des variables décrivant l'environnement plus proche de l'arbre (10m autour) a été une tentative de réduire cet effet (décrit déjà pour Gourlet-Fleury en sa thèse). Nos variables décrivent le voisinage autour des arbres à des distances fixes de 10 ou 30 m. Les arbres ressentent l'influence du voisinage de manière inégale selon leur taille. L'utilisation de variables décrivant l'environnement de l'arbre en fonction de sa taille peut donc être une source d'amélioration pour la modélisation de ces processus. Finalement, on peut envisager l'utilisation d'une variable simple mais arbitraire comme un « compteur du temps passé depuis la perturbation » pour allonger la durée de la stimulation.

Tout en reconnaissant ses limites – étendue très courte de l’augmentation de la croissance et du recrutement après perturbation, composition floristique déséquilibrée vers le pôle des héliophiles – le modèle Selva nous a permis de tester différents régimes d’exploitation et d’évaluer leur applicabilité dans une forêt amazonienne non seulement en termes de durabilité écologique mais aussi en termes de durabilité économique. Un travail de simulation plus simple sans prendre en compte la diversité de la forêt, comme celui proposé au *chapitre 1*, peut bien évidemment donner des réponses sur l’utilisation à court terme de la forêt pour la production de bois d’œuvre, mais sur le long terme il était indispensable d’apporter des pistes sur l’évolution de la composition floristique des forêts exploitées.

Durabilité de l’exploitation

Compte-tenu des limites observées sur les modèles, il est important d’insister sur le caractère très conservatifs des nos résultats et donc les discussions des paragraphes suivants répondent au principe de précaution.

Cette étude remet en question les critères écologiques communément employés pour évaluer la durabilité de l’exploitation forestière pour la production de bois d’œuvre en Amazonie. En suivant l’intensité (6 tiges/ha) et un cycle de coupe de 30 ans la forêt ne récupère ni sa surface terrière, ni sa biomasse initiales. L’emploi d’un cycle de 35 ans (maximum préconisé par la législation brésilienne) ne changerait que marginalement ces résultats. Nos simulations suggèrent cependant qu’il est possible dans un cycle de 30 ans d’avoir une production soutenue de 17m³/ha (3-4 tiges/ha) et de conserver la surface terrière à 80% de sa valeur avant exploitation. Ce résultat confirme ceux d’autres travaux en Amazonie et dans d’autres régions tropicales (Sist et al., 2003 ; Fargeot et al., 2004 ; Gourlet-Fleury et al., 2004 ; van Gardingen et al., 2006 ; Sist et Ferreira, 2007). Le modèle indique que la richesse spécifique et la composition floristique sont maintenues au cours des cycles d’exploitation. Cependant, la difficulté du modèle à reconstituer la composition spécifique d’une forêt primaire ne permet toutefois pas de mieux détailler le réel impact de l’exploitation sur la composition floristique. D’autres auteurs suggèrent en effet que sur le long terme les espèces héliophiles domineront le peuplement forestier exploité (Philips et al., 2004 ; van Gardingen et al., 2006). Enfin, il est aussi envisageable que des perturbations répétées et modérées puissent contribuer à maintenir une richesse spécifique élevée comme le suggère la théorie de la perturbation intermédiaire (Collins et Glenn, 1997 ; Sheil et Burslem, 2003).

Si l'EFI constitue une avancée considérable vers des pratiques forestières plus soucieuses de l'environnement visant à réduire l'impact de l'exploitation sur le peuplement forestier, elle n'est pas suffisante pour assurer la durabilité d'exploitation dans des cycles relativement courts de 30 ans. En outre 5 des 17 parcelles considérées dans les simulations étaient surexploitées, indiquant que les techniques d'exploitation à faible impact (EFI) ne seraient pas considérées et les dégâts sont très variables dans l'espace. Il est important de mentionner qu'elle demeure une technique basée sur la règle du diamètre minimum d'exploitation (dme), or nos simulations suggèrent que l'extraction des gros individus est responsable de la non-récupération de la surface terrière dans le cycle de 30 ans et de l'allongement du cycle au delà de 80 ans pour la récupération totale de la surface terrière et de la biomasse aérienne. Une limitation dans le diamètre maximal des arbres à exploiter, en gardant des gros individus et en exploitant des individus entre 55cm et 110cm (*chapitre 1*) pourrait contribuer à maintenir des intensités de 3-4 tiges/ha selon des cycles de rotation de courte durée (30 ans). Selon nos estimations faites à Paragominas et celles réalisées sur le site de Paracou, un tel régime d'exploitation aurait très vraisemblablement une récupération du carbone émis à la fin de chaque cycle (Blanc et al., 2009 ; Mazzei et al., 2010). Cette recommandation a bien évidemment des impacts sur la rentabilité de l'exploitation puisqu'elle réduit le volume extrait et en conséquence les bénéfices. Il conviendrait alors de compenser cette réduction par un schéma de paiement basé sur le stockage de carbone.

La comparaison des bénéfices engendrés par une exploitation sélective durable et une déforestation autorisée suggère que pour inciter les exploitants forestiers à choisir la première, il serait nécessaire d'assurer un prix de la tonne de carbone variant entre 10 et 18 US\$. Dans la réalité, la déforestation est en générale accompagnée d'un changement d'usage de la terre qui lui-même génère des revenus beaucoup plus élevés que l'exploitation forestière. Ainsi les bénéfices (BASI) engendrés par 1 ha de soja et 1 ha de pâturage s'élèvent en moyenne à 5889 et 2285 US\$ respectivement (estimés à partir de Grieg-Gran, 2008). Selon notre étude le bénéfice plus élevé de l'exploitation forestière est de seulement 1503 US\$ dans le cas d'une exploitation simple et de 1548 US\$ dans le cas de coupes répétées tous les 30 ans. Dans ces conditions, une compensation basée sur le prix de la tonne de carbone pour encourager un changement d'activité, engendrerait très vraisemblablement un prix beaucoup trop élevé. Dans une région déforestée à plus de 17 %, et où les terres déboisées totalisent plus de 56 millions d'ha dont 16 millions abandonnés et improductifs (Pasquis et Machado, 2007), l'argument selon lequel la déforestation est nécessaire pour augmenter les terres arables n'est toutefois plus acceptable. Il convient au contraire de créer des mesures incitatives pour

récupérer les terres ainsi abandonnées et augmenter la productivité agricole des terres converties (Sist et al., 2010).

Cette étude montre que si les forêts de production sous un régime de rotation de 30 ou 40 ans se maintiennent, elles présentent néanmoins des caractéristiques structurales (surface terrière 20% inférieure et biomasse épigée 100t inférieure à celle des forêts primaires) et floristiques (dominance des espèces héliophiles) différentes des forêts primaires non exploitées. Dans un contexte de changement climatique, de paiement pour services environnementaux et de déforestation évitée (REDD), une discussion sur le concept de durabilité et les conséquences de son application dans la conservation de la forêt amazonienne est essentielle.

Si l'on restreint le concept de la durabilité de l'exploitation uniquement à une politique de production soutenue (Luckert et Williamson, 2005), on atteindrait cette durabilité en exploitant la forêt amazonienne au rythme de 4 tiges/ha tous les 30 ans. L'activité serait par conséquent économiquement durable. La richesse spécifique de la forêt serait maintenue, en revanche sa composition floristique changerait vers le pôle des héliophiles et sa capacité de stocker de la biomasse serait moins importante.

Dans ce cadre de cycle de 40 ans, la forêt en production se distinguerait donc d'une forêt primaire comme l'ont d'ailleurs suggéré Rice et al. (1997) et Bawa et Seidler (1998). La question ici serait alors de savoir si la forêt sous production serait capable de restaurer sa diversité à la suite d'un changement d'activité ou à la demande de la société par exemple. Cette même question se pose en cas d'adoption de la stratégie avancée par Rice et al., (1997), Niesten et Rice (2004a, b), à savoir : une fois les bois précieux récoltés, les forêts doivent être mises en réserve et aucune coupe ultérieure autorisée – *log-and-protect strategy*.

Karsenty et Gourlet-Fleury (2006) argumentent cependant que la durabilité doit être considérée à partir de trois perspectives indissociables : écologique, social et économique. Et si le changement floristique est inévitable, ce problème doit être adressé à une échelle plus large, en veillant notamment à l'établissement de réseaux d'aires protégées. Pour la forêt amazonienne, et selon nos simulations, ces trois objectives pourraient être atteints en augmentant le cycle de coupe au-delà de 80 ans. En respectant ce délai la forêt récupérerait son stock de bois et sa structure (surface terrière, composition floristique, richesse).

Le concept selon lequel toute utilisation de la forêt pour la production de bois d'œuvre doit être prohibé (Terborgh, 1999, Soulé et Terborgh, 1999, Oates, 1999) peut être nuancé à partir de résultats obtenus dans cette thèse. Bien qu'ils ne soient pas définitifs, les résultats montrent

les effets, à long terme, de l'exploitation sur la diversité des espèces et sur la structure des forêts tropicales et indiquent des pistes sur un système d'exploitation durable.

Cette étude confirme que l'exploitation de bois d'œuvre dans les forêts tropicales peut être possible à condition de respecter des règles strictes basées sur les connaissances déjà existantes de la dynamique des forêts (Lugo, 1992 ; Putz et al., 2001 ; Pearce et al., 2003 ; Bulkan, 2004).

Finalement, il est important de mentionner que la capacité d'une forêt à se restaurer après plusieurs coupes ou après une exploitation intensive n'a pas été abordée dans le cadre de cette thèse. Ce sujet reste encore ouvert. Le simulateur SELVA se présente comme un outil prometteur pour contribuer à ce débat.

Références bibliographiques

- Bawa K. S., Seidler R. 1998. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology* 12(1):45-55
- Blanc L., Echard M., Herault B. et al., 2009. Dynamics of aboveground carbon stocks in a selectively logged tropical forest. *Ecological Applications* 19, 1397–1404
- Brokaw N.V.L., Scheiner S.M., 1989. Species Composition in Gaps and Structure of a Tropical Forest . *Ecology*, 70 (3), 538-541
- Bulkan J., 2004. Land-Use Planning and Social Aspects of Sustainable Forest Management. *KACIKE: The Journal of Caribbean Amerindian History and Anthropology* [On-line Journal], <http://www.kacike.org/BulkanTropenbosA.html> [consulté le 20/05/2009]
- Durrieu de Madron L., 1993. Mortalité, chablis et rôles des trouées dans le dispositif d'étude sylvicole de Paracou en Guyane française. Ph. D. Thesis, C.T.F.T./ENGREF, 202 p.
- Collins S.L., Glenn S.M., 1997. Intermediate disturbance and its relationship to within- and between-patch dynamics. *NZ J. Ecol.* 21, 103–110
- Fargeot C., Forni E., Nasi R., 2004. Réflexions sur l'aménagement des forêts de production dans le bassin du Congo. *Bois et forêts des tropiques* 281, 19-34
- Ferry B., Morneau F., Bontemps J.D. et al., 2010 Higher treefall rates on slopes and waterlogged soils result in lower stand biomass and productivity in a tropical rain forest . *Journal of ecology*, 98(1), 106-116
- van Gardingen P.R., Valle D., Thompson I., 2006. Evaluation of yield regulation options for primary forest in Tapajos National Forest, Brazil. *Forest Ecology and Management* 231, 184-195

- Gourlet-Fleury S., Cornu, G., Dessard, H., Picard, N. 2004. Modelling forest dynamics for practical management purposes. *Bois et forêts des tropiques*, 280, 41-52
- Gourlet-Fleury S., Cornu G., Jéssel S., Dessard H., Jourget J., Blanc L., Picard N., 2005. Using models to predict recovery and assess tree species vulnerability in logged tropical forests: A case study from French Guiana. *Forest Ecology and Management* 209: 69-85
- Grieg-Gran M., 2008. *The cost of avoiding deforestation. Update of the report prepared for the Stern Review of the Economics of Climate Change*. London, IIED, 25 p.
- Karsenty A., Gourlet-Fleury S. 2006. Assessing Sustainability of Logging Practices in the Congo Basin's Managed Forests: the Issue of Commercial Species Recovery. *Ecology and Society* 11(1): 26.
- Luckert M. K., Williamson T. 2005. Should sustained yield be part of sustainable forest management? *Canadian Journal of Forest Research* 35:356-364.
- Liu J., Ashton P.S. 1998. FORMOSAIC: an individual-based spatially explicit model for simulating forest dynamics in landscape mosaics. *Ecological Modelling*, 106(2-3):177-200
- Lugo A.E., 1992. Comparison of tropical tree plantations with secondary forests of similar age. *Ecological Monographs* 62(1), 1-41
- Mazzei L., Sist P., Ruschel A., Putz F.E., Marco P., Pena W., Ferreira J.E.R., 2010. Above-ground biomass dynamics after reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 259(3),367-373
- Morneau F. 2007. *Effets d'un gradient d'engorgement sur la structure et la dynamique d'une forêt tropicale humide (Paracou, Guyane française)*. Ph. D. thesis Sciences Forestières, ENGREF, p.256.
- Nielsen E. and Rice R., 2004a. Sustainable forest management and conservation incentive agreements. *International Forestry Review* 6, 56-60
- Nielsen E. and Rice R., 2004b. Gestion durable des forêts et incitations directes à la conservation de la biodiversité. *Revue Tiers Monde* 177, 127-150
- Oates J.F., 1999. *Myth and reality in the rain forest: how conservation strategies are failing West Africa*. University of California Press, 310 p.
- Pasquis R., Machado L.O., 2007. La récupération des terres dégradées: un enjeu socio-environnemental prioritaire en Amazonie brésilienne. *Confins* 1(2007), <http://confins.revues.org/index751.html> [consulté en février 2010]
- Pearce D., Putz F.E. and Vanclay J.K., 2003. Sustainable forestry in the tropics: panacea or folly? *Forest Ecology and Management* 172, 229-247

- Pélissier R., Pascal J.P., Houllier F., Laborde H. 1998. Impact of selective logging on the dynamics of a low elevation dense moist evergreen forest in the Western Ghats (South India). *Forest Ecology and Management*, 105(1-3):107-119.
- Phillips O.L., Hall P., Gentry A.H., Sawyer S.A., Vasquez R. 1994. Dynamics and species richness of tropical rain forests. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 91:2805-2809.
- Phillips P.D., Azecedo C.P., de Degen B. et al., 2004a. An individual-based spatially explicit simulation model for strategic forest management planning in the eastern Amazon. *Ecological Modelling* 173, 335-354
- Phillips P.D., Thompson I.S., Silva J.N.M., van Gardingen P.R., Degen B. 2004b. Scaling up models of tree competition for tropical forest population genetics simulation. *Ecological Modelling*, 180(2-3):419-434.
- Putz F.E., Blate G.M., Redford K.H. et al., 2001. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. *Conservation Biology* 15, 7–20
- Putz F.E., Zuidema P.A., Pinard M.A. et al., 2008. Improved Tropical Forest Management for Carbon Retention. *PLOS Biology* 6(7), 1368-1369
- Rice E.R., Gullison R.E. and Reid J.W., 1997. Can sustainable management save tropical forests? *Scientific American* 276, 44-49
- Sheil D., Burslem D.F.R.P., 2003. Disturbing hypotheses in tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 18:18-26
- Sist P., Picard N. and Gourlet-Fleury S., 2003. Sustainable cutting cycle and yields in a lowland mixed dipterocarp forest of Borneo. *Annals of Forest Science* 60, 803-814
- Sist P., Ferreira F.N., 2007. Sustainability of reduced-impact logging in the eastern Amazon. *Forest Ecology Management* 243, 199–209
- Sist P., Drigo I., Barbosa T., Mazzei L., Piketty M.G. 2010. La forêt amazonienne brésilienne : le rôle des populations rurales dans sa préservation. *Le Flamboyant*, sous presse.
- Soulé M.E. and Terborgh J.W., 1999. Conserving nature at regional and continental scales - a scientific program for North America. *BioScience* 49, 809-817
- Stern N. 2007. *The Economics of Climate Change: The Stern Review*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. [online] URL http://www.hm-treasury.gov.uk/independent_reviews/stern_review_economics_climate_change/sternreview_index.cfm.
- Swaine M.D., Whitmore T.C., 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* 75, 81-86
- Terborgh J., 1999. *Requiem for Nature*. Washington, USA, Island Press, 234 p.

ANNEXES

1. Création de groupe de mortalité par l'approche de Vanclay (1994).
2. Liste d'espèces qui ont participé à la classification bayésienne pour le processus de **mortalité sur pied**.
3. Liste d'espèces qui ont participé à la classification bayésienne pour le processus de **mortalité par chablis**.
4. Résultats des simulations pour la constitution des groupes de mortalité sur pied.
5. Résultats des simulations pour la constitution des groupes de mortalité par chablis.
6. Modèle de recrutement des EGE n'ayant pas participé à la classification empirique.
7. Résumés des statistiques des 6 modèles de recrutement
8. Liste des espèces commerciales du dispositif de Paracou et Paragominas
9. Dégâts de l'exploitation à faible impact dans l'Amazonie brésilienne : comparaison avec l'exploitation pratiquée à Paracou en 1987.
10. Tables de coûts de l'exploitation à Paragominas.

Annexe 1. Création de groupe de mortalité par l'approche de Vanclay (1994)

La méthode proposée par Vanclay (1991) utilise le likelihood ratio test statistic (test du rapport de vraisemblance) originalement décrit par Aitkin et al (1989). Pour chaque paire d'espèces la différence entre le log de la vraisemblance (équation 1) de la fonction logistique de mortalité est comparée à la distribution χ^2 . Si le résultat est significativement différent à 1% les espèces sont alors classées dans des groupes différents.

Equation 1.

$$\lambda = -2 \{ l(\beta_{\text{espèce1}}) - l(\beta_{\text{espèce2}}) \}$$

Dans son étude, Vanclay (1991) propose la création de groupes de mortalité en utilisant une base de données assez importante : 250 parcelles permanentes mesurées durant plus de 40 ans. Parmi les 238 espèces étudiées, 87 espèces disposent d'au moins cinq observations de la mortalité répertoriées dans la base. Ses manipulations ont réparti les espèces inventoriées entre 10 groupes de mortalité améliorant ainsi la prédiction de cet événement.

Dans le site de Paracou et dans la période comprise entre 1988 et 1991 seulement cinq espèces, parmi les 164 espèces inventoriées dans les parcelles de calibration, possèdent plus de cinq observations de la mortalité sur pied.

L'utilisation de la technique proposée par Vanclay a permis la création de seulement deux groupes de mortalité : un groupe avec les individus des espèces *Moronobea coccinea* et *Symphonia* sp1. et l'autre groupe rassemblant les individus de 162 autres espèces. Les résultats de l'ajustement du modèle logistique montrent que deux des trois coefficients estimés sont significativement non nuls et les valeurs des statistiques peu élevées.

Tableau A1.1. Résultats de l'ajustement du modèle logistique pour la mortalité sur pied des individus des espèces *Moronobea coccinea* et *Symphonia* sp1. Effectifs vivants = 367, morts sur pied = 13

Variable	Valeur	Ecart-type	z-value	p-value
Constante	-1,399	0,737	-1,89	0,057
Accroissement passé	-11,935	3,456	-3,45	<0,01
NBD_30	-0,009	0,007	-1,18	0,24
dNBD_10	-0,353	0,174	-2,01	0,04
Statistiques				
AIC = 81,9	Déviance = 97,87	Dév. résiduelle = 73,94	R ² = 1%	Coeff. de dispersion = 1

Le pouvoir de prédiction du modèle est faible et son utilisation dans un jeu de données indépendant (années 1991-1994) n'a pas permis de prédire la mortalité observée.

Tableau A1.2. Résultats de l'application du modèle logistique pour la mortalité sur pied des individus des espèces *Moronobea coccinea* et *Symphonia* sp1.

Status	Intervalle 1988-1991		Intervalle 1991-1994	
	Observé	Prédit	Observé	Prédit
Vivants	367	369	658	669
Morts	13	11	11	0

Annexe 2. Liste d'espèces qui ont participé à la classification bayésienne pour le processus de **mortalité sur pied**. Les espèces du tableau sont organisées par groupe et après par groupe écologique *Fav*. Groupe = groupe de l'espèce issu de la classification bayésienne. Code = numéro identifiant de l'espèce. MSP= mort sur pied. Gourlet = classification selon la sensibilité au statu social faite par Gourlet-Fleury (1997). Del = classification écologique selon Delcamp (2007), 1: espèces à croissance faible qui a moyennement augmenté après perturbation; 2 - croissance forte qui a moyennement augmenté ; 3 et 4 - croissance très faible qui a peu augmenté ; 5 et 6 - croissance très forte qui a fortement augmenté. Fav = classification écologique selon Favrichon (1994), tol_vou – espèce tolérante présente dans le couvert supérieur de la forêt ; tol_inf – tolérante d'étages inférieurs ; semi – espèce semi-tolérante de la voûte ; hel_vou – espèce héliophile présente dans le couvert supérieur de la forêt ; hel_inf – espèce héliophile d'étages inférieurs. dens – densité du bois en g/cm³, poids sec sur volume du bois vert. dhp max – diamètre à hauteur de poitrine, valeur maximale du dbh en cm.

Groupe	code	nb vivants	nb MSP	Famille	Espèce	Gourlet	Del	Fav	dens	Dhp max
1	402	197	6	Sapotaceae	<i>Pradosia cochlearia</i> (Lecomte) Pennington	aucune/faible	2	tol_vou	0,70	73,2
1	662	178	4	Melastomataceae	<i>Mouriri</i> spp.	forte	3	tol_vou	1,10	40,1
1	206	106	2	Sapotaceae	<i>Chrysophyllum sanguinolentum</i> (Pierre) Baehni	forte	2	tol_vou	0,78	52,7
1	625	39	1	Anacardiaceae	<i>Anacardium spruceanum</i> Benth. ex Engl.	forte	2	tol_vou	0,42	37,6
1	217	35	2	Apocynaceae	<i>Aspidosperma</i> sp.	aucune/faible	3	tol_vou	0,75	51,6
1	114	20	4	Moraceae	<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	aucune/faible	3	tol_vou	0,87	45,8
1	628	16	1	Celastraceae	<i>Maytenus oblongata</i> Reissek	aucune/faible	3	tol_vou	0,65	34,1
1	222	265	8	Myristicaceae	<i>Iryanthera sagotiana</i> (Benth.) Warb.	aucune/faible	2	tol_inf	0,57	40,1
1	208	172	3	Lauraceae	<i>Ocotea</i> spp.	aucune/faible	-	tol_inf	0,63	55,4
1	687	86	2	Euphorbiaceae	<i>Sandwithia guyanensis</i> Lanj.	aucune/faible	4	tol_inf	0,70	20,4
1	634	76	2	Clusiaceae	<i>Garcinia madruno</i>	forte	4	tol_inf	0,75	31,0
1	624	35	4	Sapindaceae	<i>Cupania scrobiculata</i> L.C. Rich.	forte	4	tol_inf	0,65	25,6
1	603	11	1	Boraginaceae	<i>Cordia</i> spp.	aucune/faible	4	tol_inf	0,48	25,0
1	218	470	10	Clusiaceae	<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	forte	3	Semi	0,58	71,5
1	211	272	4	Vochysiaceae	<i>Qualea rosea</i> Aubl.	forte	2	Semi	0,61	100,1
1	212	65	1	Celastraceae	<i>Goupia glabra</i> Aubl.	aucune/faible	2	Semi	0,71	65,3
1	209	41	3	Caryocaraceae	<i>Caryocar glabrum</i> (Aubl.) Pers.	aucune/faible	2	Semi	0,79	88,5
1	310	126	2	Sterculiaceae	<i>Sterculia</i> sp.	forte	5	hel_vou	0,46	61,8
1	304	56	2	Bignoniaceae	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don	forte	5	hel_vou	0,33	45,5
1	801	50	1	Olacaceae	<i>Chaunochiton kappleri</i> (Sagot ex Engl.) Ducke	forte	5	hel_vou	0,65	69,2
1	210	44	1	Caesalpiniaceae	<i>Tachigali melinonii</i> (Harms) Barneby	forte	5	hel_vou	0,49	74,6

Annexe 2. cont.

Groupe	code	nb vivants	nb MSP	Famille	Espèce	Gourlet	Del	Fav	Den	dbh max
1	112	13	2	Fabaceae	<i>Pterocarpus officinalis</i> Jacq.	forte	2	hel_vou	0,44	42,7
1	302	13	1	Araliaceae	<i>Schefflera decaphylla</i> (Seem.) Harms	aucune/faible	6	hel_vou	0,54	61,8
1	669	10	1	Tiliaceae	<i>Lueheopsis rugosa</i> (Pulle) Burret	forte	-	hel_vou	0,62	41,4
1	316	4	2	Myristicaceae	<i>Virola surinamensis</i> (Rolander) Warb.	forte	-	hel_vou	0,47	36,9
1	314	313	8	Burseraceae	<i>Protium</i> spp.	forte	5	hel_inf	0,61	64,6
1	802	51	1	Mimosaceae	<i>Inga cayennensis</i>	forte	6	hel_inf	0,58	50
1	751	36	3	Melastomataceae	<i>Miconia</i> spp.	forte	-	hel_inf	0,70	33,9
1	665	9	1	Clusiaceae	<i>Vismia</i> spp.	forte	6	hel_inf	0,65	26,4
2	403	1435	12	Lecythidaceae	<i>Eschweilera sagotiana</i> Miers *	aucune/faible	1	tol_vou	0,79	83,4
2	701	425	2	Chrysobalanaceae	<i>Licania alba</i>	aucune/faible	1	tol_vou	0,78	72,3
2	704	422	2	Chrysobalanaceae	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	forte	4	tol_vou	0,78	46,8
2	629	289	2	Sapotaceae	<i>Micropholis guianensis</i>	forte	2	tol_vou	0,78	64,9
2	709	227	1	Chrysobalanaceae	<i>Licania membranacea</i> Sagot ex Laness.	aucune/faible	4	tol_vou	0,95	59,0
2	308	162	1	Lecythidaceae	<i>Couratari multiflora</i> (J.E. Smith) Eyma	aucune/faible	1	tol_vou	0,47	57,8
2	404	1292	5	Lecythidaceae	<i>Lecythis persistens</i> Sagot*	aucune/faible	3	tol_inf	0,77	62,4
2	703	586	3	Euphorbiaceae	<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	aucune/faible	4	tol_inf	0,97	38,8
2	105	397	3	Caesalpiniaceae	<i>Bocoa prouacensis</i> Aubl.	aucune/faible	3	tol_inf	1,22	52,5
2	616	332	2	Clusiaceae	<i>Tovomita</i> sp.	aucune/faible	4	tol_inf	0,92	45,2
2	633	229	1	Lecythidaceae	<i>Lecythis poiteau</i> Berg	aucune/faible	1	tol_inf	0,81	107,4
2	606	176	3	Sapotaceae	<i>Pouteria guianensis</i>	forte	1	tol_inf	0,78	50,0
2	224	855	6	Caesalpiniaceae	<i>Eperua falcata</i> Aubl.	aucune/faible	1	semi	0,78	92,3
2	103	194	2	Caesalpiniaceae	<i>Dicorynia guianensis</i> Amsh.	forte	2	semi	0,78	93,4
2	214	69	1	Lauraceae	<i>Sextonia rubra</i> (Mez) van der Werff	forte	1	semi	0,65	86,9

*le code 403 rassemble 7 autres espèces du genre *Eschweilera*, tels que *E. coriacea*, *E. decolorans*, *E. grandiflora*, *E. parviflora*, *E. pedicellata* et *E. simiorum*, néanmoins *E. sagotiana* répond pour 67% des individus identifiés sur ce code. De même pour le code 404: *L. corrugata*, *L. holcogyne*, *L. praeclara* et *L. idatimon* sont les autres espèces identifiées sur ce code, *L. persistens* représente 98% des individus sur ce code.

Annexe 3. Liste d'espèces qui ont participé à la classification bayésienne pour le processus de **mortalité par chablis**. Les espèces du tableau sont organisé par groupe et après par groupe écologique *Fav*. Groupe = groupe de l'espèce issu de la classification bayésienne. Code = numéro identifiant de l'espèce. CHA= mort par chablis. Gourlet = classification selon la sensibilité au statu social faite par Gourlet-Fleury (1997). Del = classification écologique selon Delcamp (2007), 1: espèces à croissance faible qui a moyennement augmenté après perturbation; 2 - croissance forte qui a moyennement augmenté ; 3 et 4 - croissance très faible qui a peu augmenté ; 5 et 6 - croissance très forte qui a fortement augmenté. Fav = classification écologique selon Favrichon (1994), tol_vou – espèce tolérante présente dans le couvert supérieur de la forêt ; tol_inf – tolérante d'étages inférieurs; semi – espèce semi-tolérante de la voûte ; hel_vou – espèce héliophile présente dans le couvert supérieur de la forêt ; hel_inf – espèce héliophile d'étages inférieurs. Des – densité du bois en g/cm³, poids sec sur volume du bois vert. Dhp – diamètre à hauteur de poitrine, valeur du 3^{ème} quartile en cm.

Groupe	code	nb vivants	nb CHA	Famille	Espèce	Gourlet	Del	Fav	Den	dbh au 3 ^{ème} Quart
1	205	42	1	Sapotaceae	<i>Manilkara bidentata</i> (A. DC.) Chevalier	forte	1	tol_vou	1,10	35,0
1	217	36	1	Apocynaceae	<i>Aspidosperma</i> sp.	aucune	3	tol_vou	0,90	33,0
1	659	63	1	dichapetalaceae	<i>Tapura amazonia</i> (J.F. Gmelin) Exell	aucune	6	tol_vou	0,68	27,4
1	208	176	4	Lauraceae	<i>Ocotea</i> spp.	aucune	-	tol_inf	0,63	20,1
1	651	35	1	Euphorbiaceae	<i>Mabea piriri</i> Aubl.	forte	5	tol_inf	0,65	18,7
1	218	477	7	Clusiaceae	<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	forte	5	semi	0,63	34,7
1	210	46	2	Caesalpiniaceae	<i>Tachigali melinonii</i> (Harms) Barneby	forte	3	hel_vou	0,49	46,2
1	302	15	2	Araliaceae	<i>Schefflera decaphylla</i> (Seem.) Harms	aucune	5	hel_vou	0,54	34,5
1	305	34	1	Mimosaceae	<i>Parkia nitida</i> Miq.	forte	5	hel_vou	0,95	52,2
1	315	4	1	Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	forte	-	hel_vou	1,00	37,9
1	316	5	1	Myristicaceae	<i>Virola surinamensis</i> (Rolander) Warb.	forte	5	hel_vou	0,47	46,4
1	804	17	1	Mimosaceae	<i>Inga</i> sp.	forte	6	hel_vou	0,65	24,2
1	314	327	14	Burseraceae	<i>Protium</i> spp.	forte	5	hel_inf	0,70	23,1
1	665	10	1	Clusiaceae	<i>Vismia</i> spp.	forte	6	hel_inf	0,65	20,1
1	803	8	1	Mimosaceae	<i>Inga tubaeformis</i> Benoist	forte	6	hel_inf	0,65	17,5
2	308	165	3	Lecythidaceae	<i>Couratari multiflora</i> (J.E. Smith) Eyma	aucune	3	tol_vou	0,61	29,5
2	403	1446	11	Lecythidaceae	<i>Eschweilera sagotiana</i> Miers*	aucune	3	tol_vou	0,99	30,1
2	629	290	1	Sapotaceae	<i>Micropholis guianensis</i> (A. DC.) Pierre	forte	4	tol_vou	0,78	24,2
2	701	427	2	Chrysobalanaceae	<i>Licania alba</i> (Bernoulli) Cuatrec.	aucune	5	tol_vou	1,06	27,4
2	103	195	1	Caesalpiniaceae	<i>Dicorynia guianensis</i> Amsh.	forte	1	tol_vou	0,78	43,0

Annexe 3. cont.

Groupe	code	nb vivants	nb CHA	Famille	Espèce	Gourlet	Del	Fav	Den	dbh au 3 ^{ème} Quart
2	105	400	3	Caesalpinaceae	<i>Bocoa prouacensis</i> Aubl.	aucune	1	tol_inf	1,22	29,8
2	404	1299	7	Lecythidaceae	<i>Lecythis persistens</i> Sagot*	aucune	3	tol_inf	1,00	19,4
2	602	225	1	Lecythidaceae	<i>Gustavia augusta</i> L.	aucune	4	tol_inf	0,85	16,2
2	616	333	1	Clusiaceae	<i>Tovomita</i> sp.	aucune	4	tol_inf	0,92	16,7
2	644	85	1	Annonaceae	<i>Anaxagorea dolichocarpa</i> Sprague & Sandw.	aucune	5	tol_inf	0,65	13,1
2	107	28	1	Lecythidaceae	<i>Lecythis zabucajo</i> Aubl.	aucune	1	semi	1,10	32,3
2	211	274	2	Vochysiaceae	<i>Qualea rosea</i> Aubl.	forte	2	semi	0,61	71,7
2	224	856	1	Caesalpinaceae	<i>Eperua falcata</i> Aubl.	aucune	2	semi	0,85	43,3
2	207	229	3	Meliaceae	<i>Carapa procera</i> A. DC.	forte	1	hel_vou	0,70	27,4
2	304	58	2	Bignoniaceae	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don	forte	2	hel_vou	0,40	27,4
3	114	21	1	Moraceae	<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	aucune	1	tol_vou	0,49	26,1
3	220	29	1	Burseraceae	<i>Tetragastris</i> sp.	forte	3	tol_vou	1,13	38,5
3	402	202	5	Sapotaceae	<i>Pradosia cochlearia</i> (Lecomte) Pennington	aucune	4	tol_vou	0,90	44,8
3	222	268	3	Myristicaceae	<i>Iryanthera sagotiana</i> (Benth.) Warb.	aucune	3	tol_inf	0,75	24,0
3	313	111	1	Apocynaceae	<i>Lacmellea aculeata</i> (Ducke) Monachino	aucune	4	tol_inf	1,10	16,9
3	117	105	1	Caesalpinaceae	<i>Recordoxylon speciosum</i> (Benoist) Gazel ex Barneby	forte	2	semi	1,04	38,1
3	209	42	1	Caryocaraceae	<i>Caryocar glabrum</i> (Aubl.) Pers.	aucune	2	semi	0,79	52,3
3	214	70	1	Lauraceae	<i>Sextonia rubra</i> (Mez) van der Werff	forte	2	semi	0,65	65,4
3	802	52	1	Mimosaceae	<i>Inga cayennensis</i> Sagot ex Benth.	forte	6	hel_inf	0,65	19,4

*le code 403 rassemble 7 autres espèces du genre *Eschweilera*, tels que *E. coriacea*, *E. decolorans*, *E. grandiflora*, *E. parviflora*, *E. pedicellata* et *E. simiorum*, néanmoins *E. sagotiana* répond pour 67% des individus identifiés sur ce code. De même pour le code 404: *L. corrugata*, *L. holcogyne*, *L. praeclara* et *L. idatimon* sont les autres espèces identifiées sur ce code, *L. persistens* représente 98% des individus sur ce code.

Annexe 4. Résultats des simulations pour la constitution des groupes de mortalité sur pied.

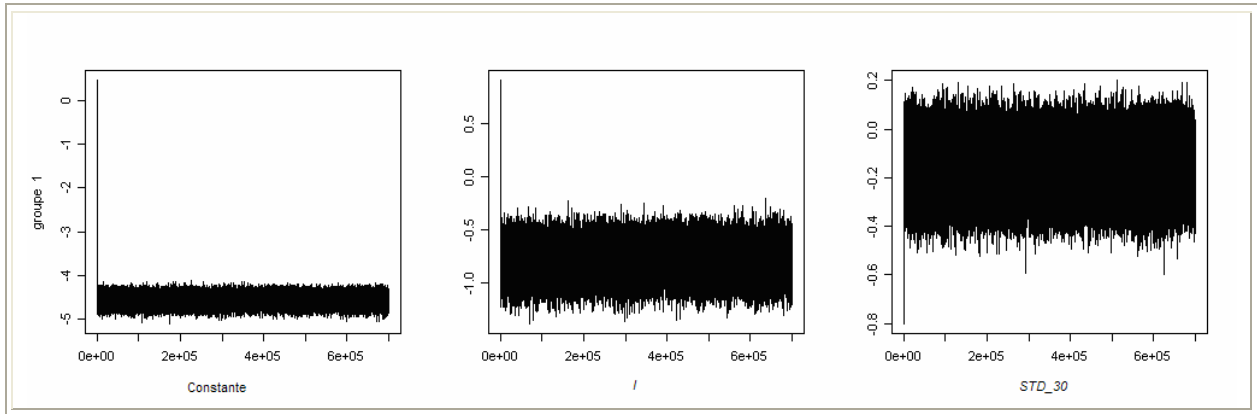


Figure A4.1. Valeurs des paramètres de 1) la constante ; 2) de la variable I , accroissement diamétrique et 3) de la variable STD_{30} , surface terrière des individus dominants; dans les différentes itérations. En regroupant les espèces en 1 groupe. 700 mille itérations, durée du temps de chauffe : 630 mille.

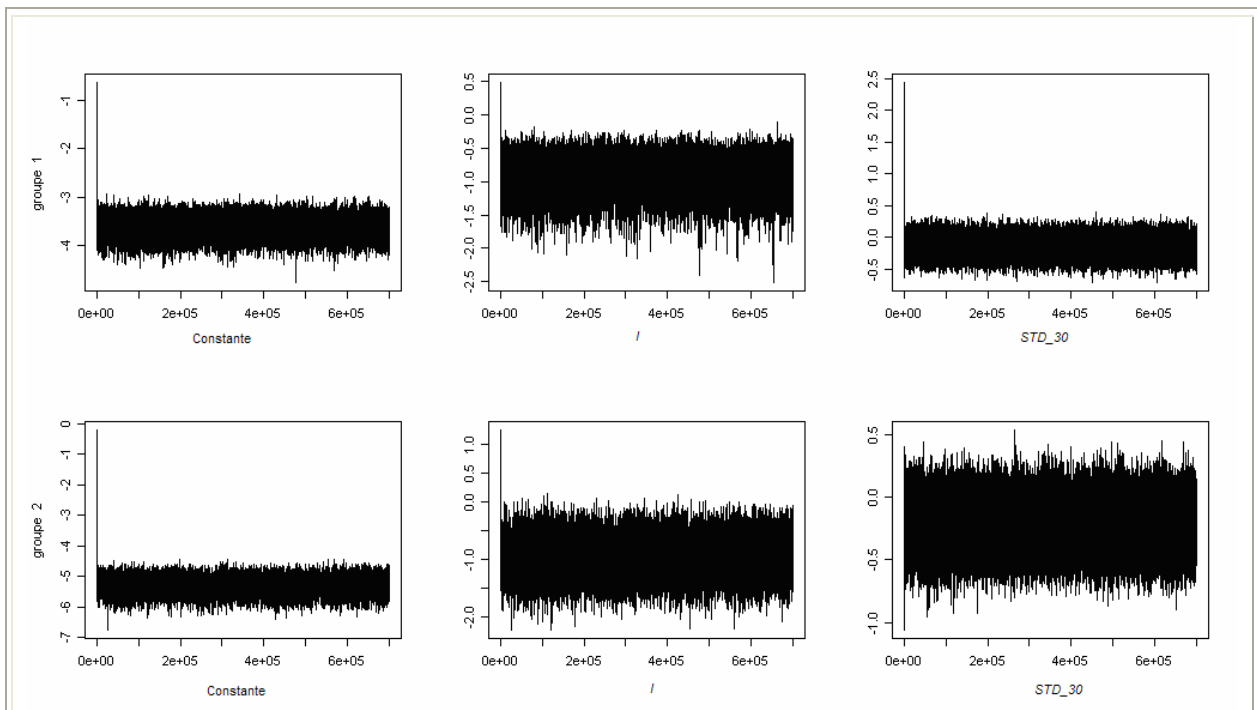


Figure A4.2. Idem, en regroupant les espèces en 2 groupes. 700 mille itérations, temps de chauffe : 630 mille.

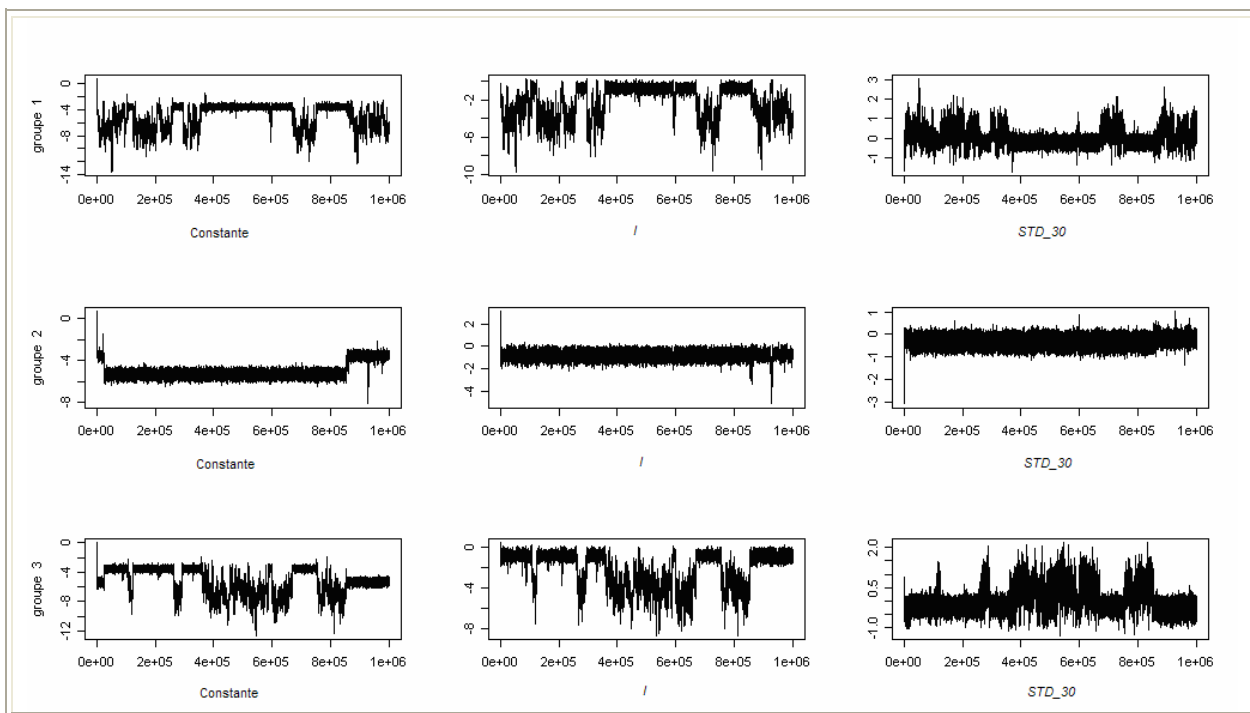


Figure A4.3. Idem, en regroupant les espèces en 3 groupes. 1000 mille itérations, temps de chauffe : 900 mille.

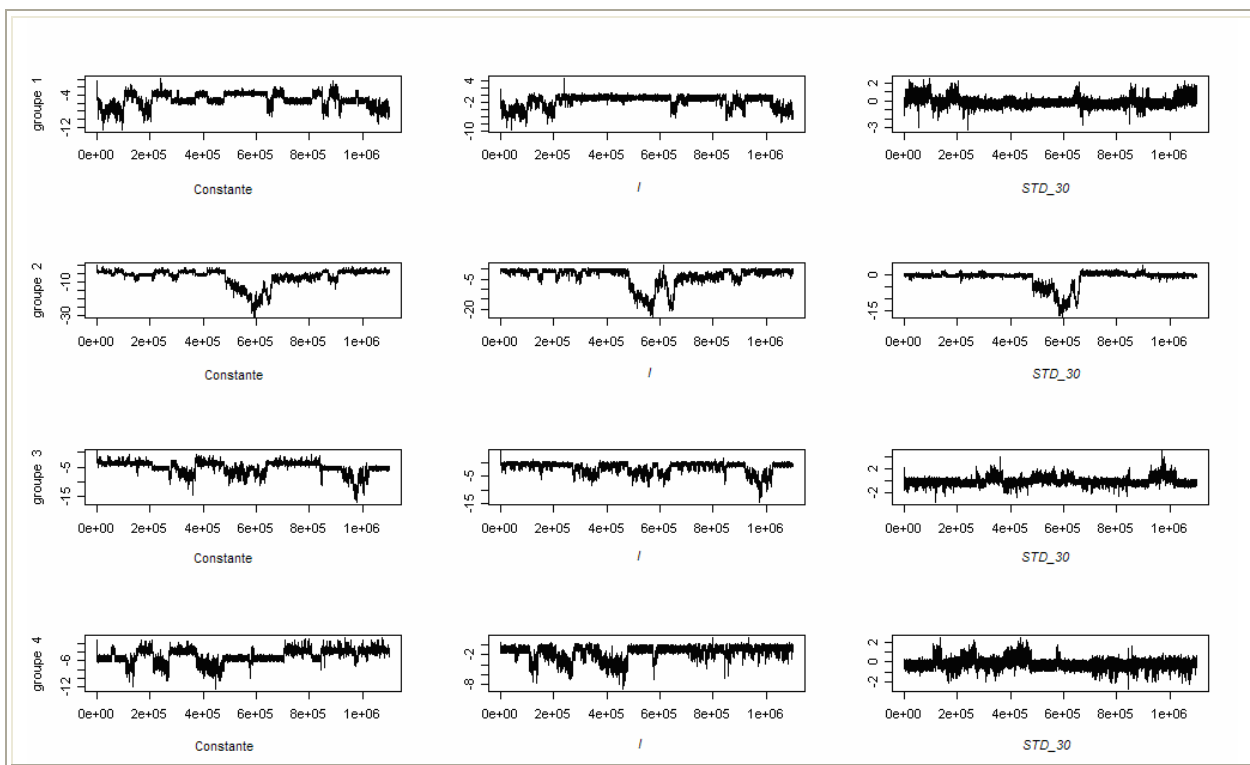


Figure A4.4. Idem, en regroupant les espèces en 4 groupes. 1100 mille itérations, temps de chauffe : 990 mille.

Annexe 5. Résultats des simulations pour la constitution des groupes de mortalité par chablis

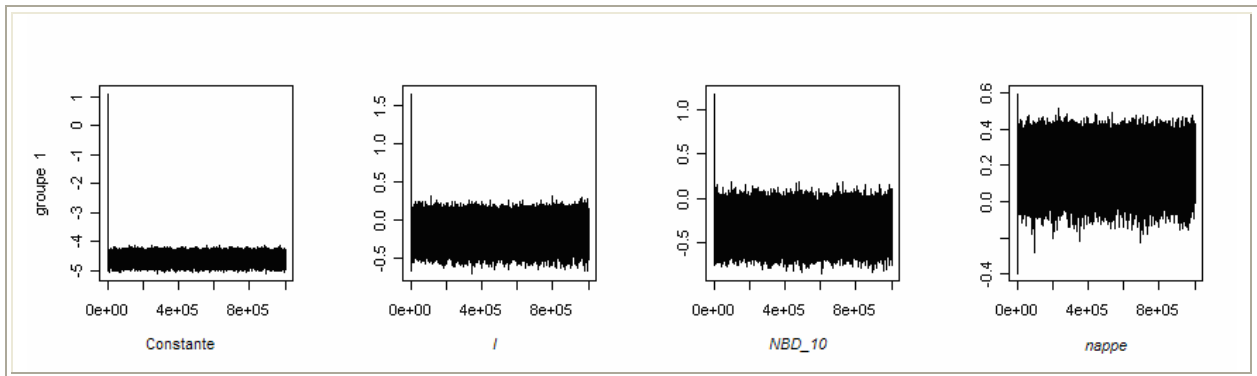


Figure A5.1. Valeurs des paramètres de 1) la constante ; 2) de la variable I , accroissement diamétrique passé, 3) de la variable NBD_{10} , nombre d'individus dominants, et 4) de la variable $nappe$, sols avec nappe phréatique à moins d'un mètre de profondeur; dans les différentes itérations. En regroupant les espèces en 1 seul groupe. 1000 mille itérations, durée du temps de chauffe : 900 mille.

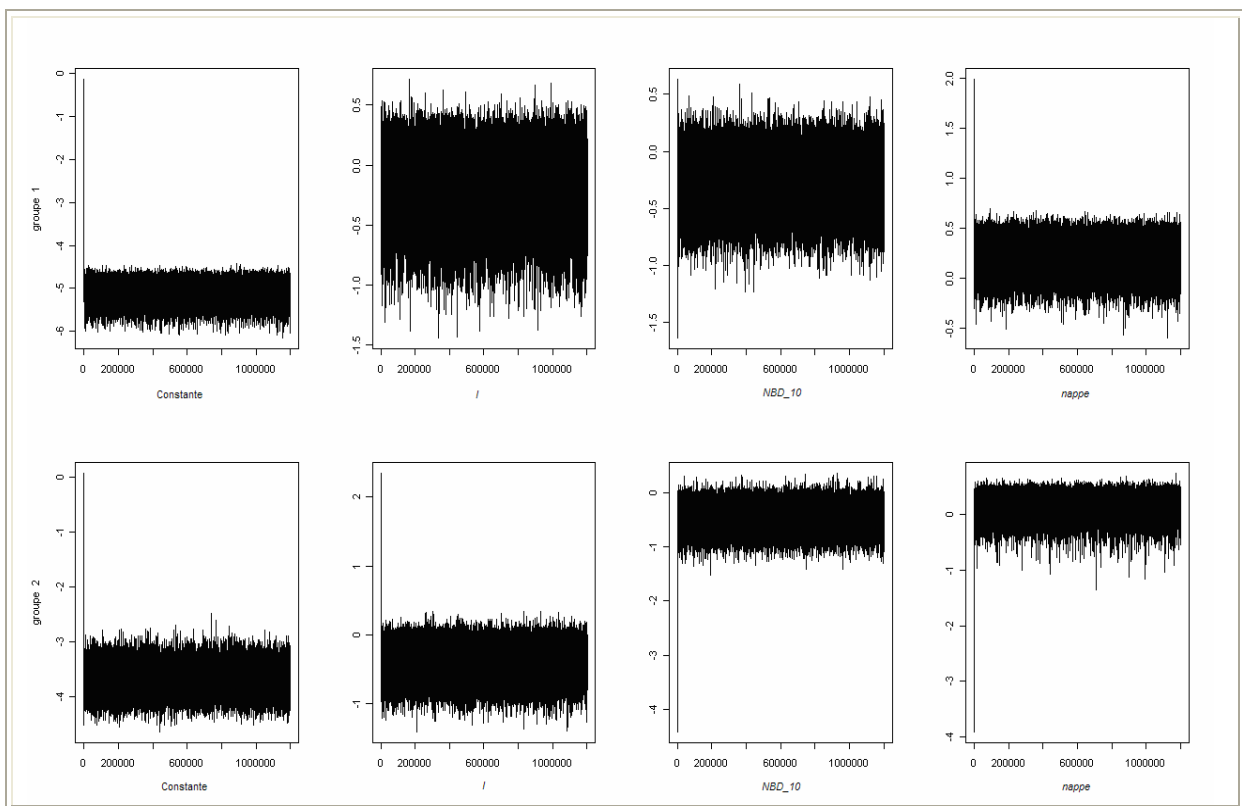


Figure A5.2. Idem, en regroupant les espèces en 2 groupes. 1200 mille itérations, temps de chauffe : 1.000 mille.

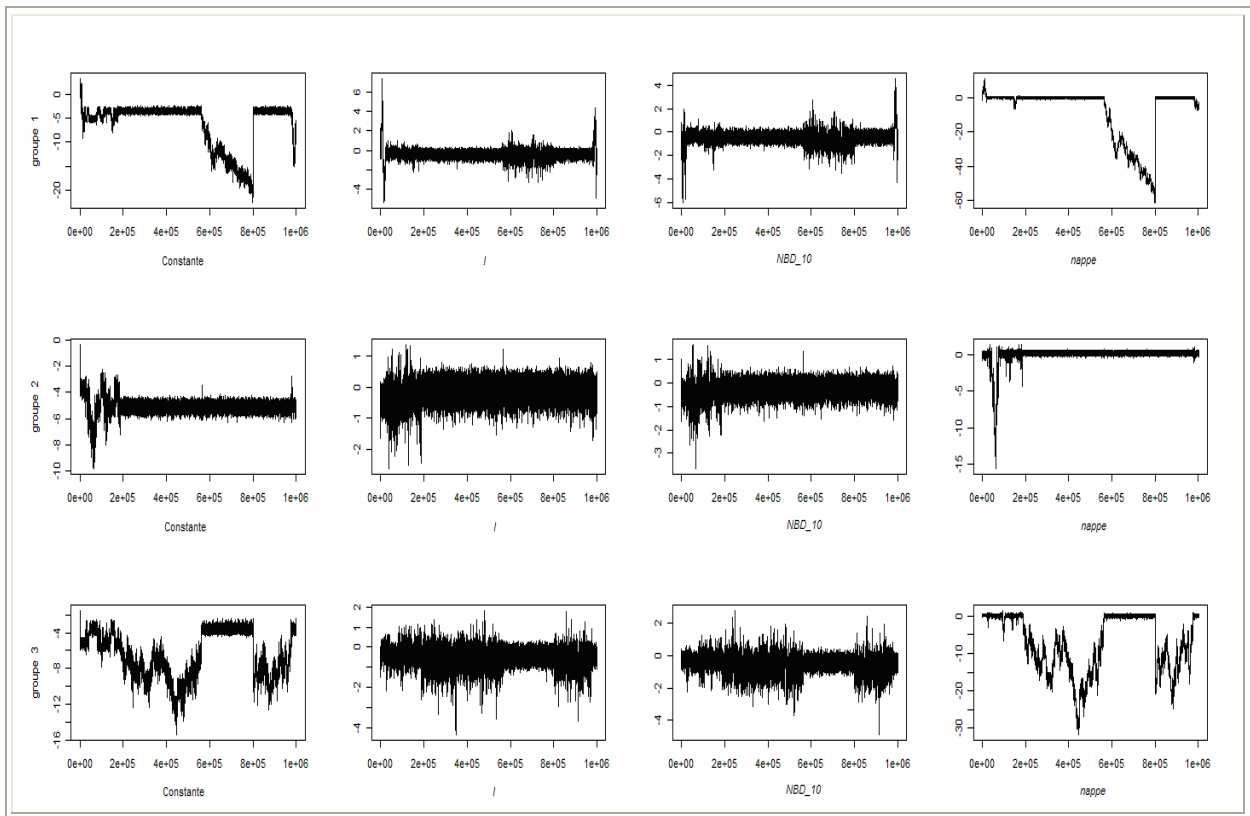


Figure A5.3. Idem, en regroupant les espèces en 3 groupes. 1000 mille itérations, temps de chauffe : 900 mille.

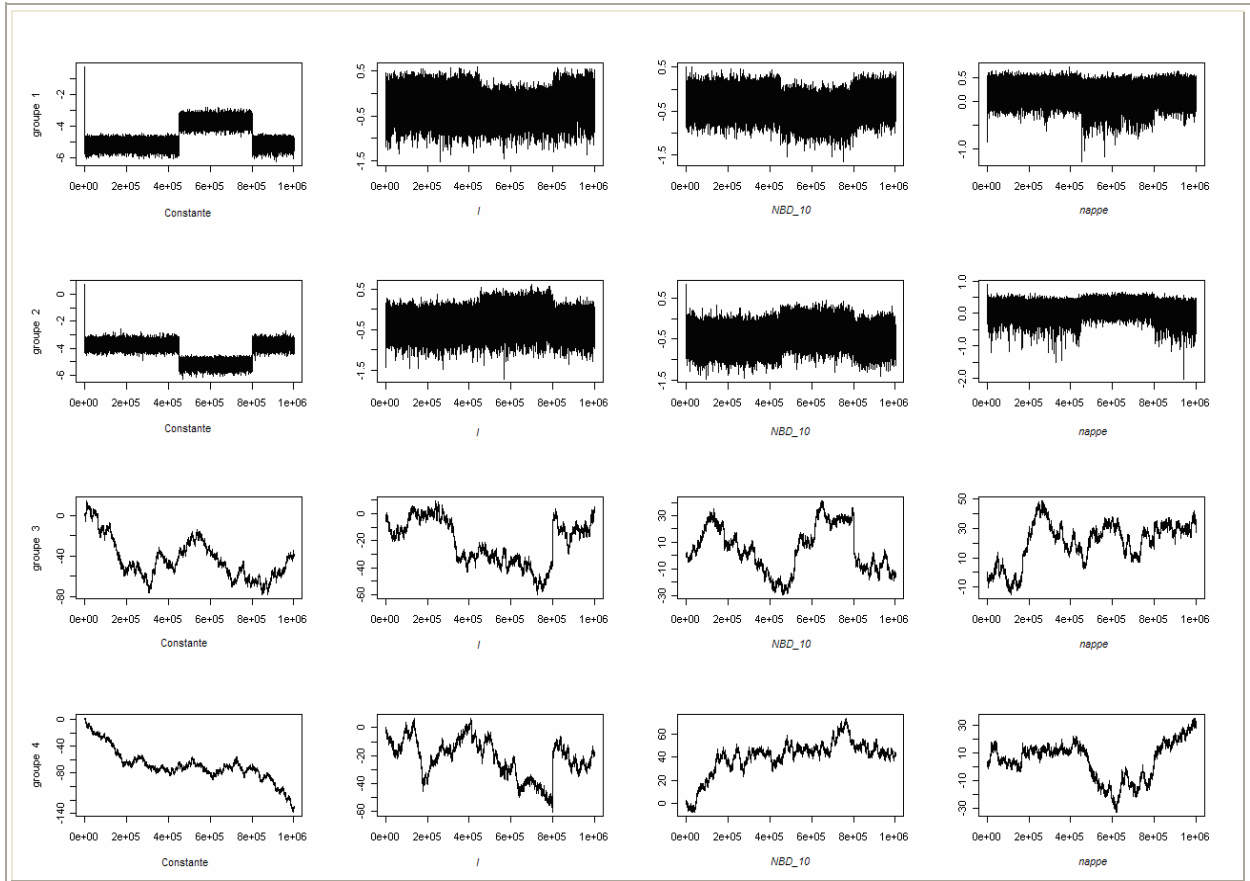


Figure A5.4. Idem, en regroupant les espèces en 4 groupes. 1000 mille itérations, temps de chauffe : 900 mille.

Annexe 6 – Modèle de recrutement pour les espèces n’ayant pas participé à la classification

Dans un but de simulation, une classification *ad hoc* a été réalisée pour les 170 EGE présentes dans la base de données de Paracou n’ayant pas de modèle propre de recrutement. Premièrement, une comparaison uniquement en fonction de l’année du pic de recrutement a été réalisée entre les 170 EGE et les six groupes de recrutement, les espèces possédant le pic de recrutement à la même période de l’un des six groupes ont été rajoutées au groupe correspondant (Tab.A6.1).

Table A6.1. EGE ayant le pic de recrutement équivalent aux groupes de recrutement.

Groupe de recrutement	EGE
2	105, 116, 205, 227, 306, 601, 604, 605, 607, 608, 619, 624, 628, 629, 633, 642, 644, 646, 647, 655, 659, 670, 671, 681, 684, 695, 753, 754, 756
3	621, 678, 765
4	110, 117, 209, 213, 221, 225, 309, 312, 315, 606, 631, 669, 685, 764, 772, 805
5	101, 104, 108, 113, 114, 308, 615, 622, 632, 635, 696, 755, 771, 803, 815, 714,
6	106, 111, 202, 212, 214, 301, 311, 313, 316, 603, 612, 626, 673, 690, 694, 708, 752, 757, 759, 761, 766,

Deuxièmement, pour les espèces n’ayant pas de pic de recrutement bien défini un modèle unique de recrutement leur a été calibré (Tab.A6.2). Le pouvoir prédictif du modèle est très faible comme indique la comparaison entre les courbes de recrutement observée et prédite dans les parcelles exploitées et témoins du dispositif de Paracou (Fig.A6.1).

Table A6.2. Statistique du modèle de recrutement des EGEs n’ayant pas de pic de recrutement défini. Les codes comportant des individus non-identifiés dans la base de données ont été aussi utilisé dans la calibration de ce modèle.

EGE	0, 102, 107, 112, 115, 203, 204, 206, 216, 217, 219, 220, 223, 224, 226, 303, 401, 402, 405, 501, 502, 503, 505, 602, 609, 611, 613, 617, 618, 623, 625, 627, 634, 636, 637, 638, 640, 641, 643, 645, 648, 650, 651, 653, 661, 662, 663, 664, 668, 674, 676, 679, 680, 686, 687, 689, 692, 693, 698, 705, 706, 707, 709, 710, 711, 712, 715, 716, 724, 726, 729, 731, 750, 762, 770, 801, 804, 810			
Variable	Valeur	Ecart-type	z-value	p-value
Constante	-1,838	0,074	-24,75	<0.01
NTv	-0,013	0,001	-8,75	<0.01
NT_40v	-0,092	0,008	-11,58	<0.01
drNT_Col_c	-0,007	0,001	-4,88	<0.01
Statistiques				
AIC = 28580	Déviante = 21680	Dév. résiduelle = 21390	Coeff. de dispersion =1	R ² = 1%

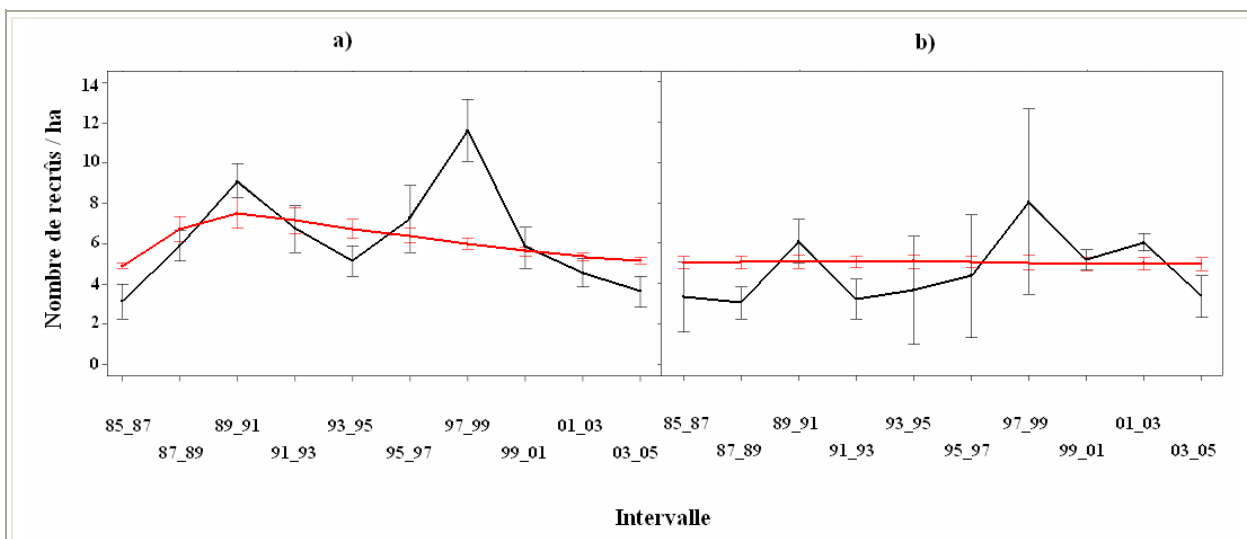


Figure A6.1. Moyenne et écart type du nombre d'arbres recrutés par hectare à chaque intervalle de temps dans les parcelles traitées (a) et témoins (b) pour les données réelles (noir) et simulées (rouge).

Il est aussi important de mentionner la règle de durée de vie adoptée dans le simulateur pour les principales espèces pionnières. En effet, des individus des espèces *Cecropia obtusa*, *C. sciadophylla*, *Miconia* spp., *Inga* spp., *Xylopia nitida*, *Vismia* spp. et *Tapirira guianensis* atteignaient, durant les simulations, des tailles très supérieures à celles observées sur le site de Paracou (Tab.A6.3). Un diamètre maximal a donc été imposé pour ces espèces, à partir duquel leur croissance est considérée nulle, ce diamètre correspond au 99^{ème} centile de la fonction de distribution cumulative de diamètre de chaque espèce (distribution de Poisson).

Tableau A6.3. Durée de vie et diamètre maximal des quelques espèces pionnières.

Espèce	Dhp max simulation	Dhp max réel (cm)	Dhp max imposé (cm)
<i>Cecropia obtusa</i>	> 105 cm	50,8	30
<i>Cecropia sciadophylla</i>		65,6	32
<i>Miconia</i> spp.		42,7	25
<i>Inga</i> spp.		68,8	30
<i>Xylopia nitida</i>		43,6	33
<i>Vismia</i> spp.		32,5	27
<i>Tapirira guianensis</i>		52,8	30

Annexe 7 : Résumés des statistiques des 6 modèles de recrutement

Tableau A7.1 Estimation des paramètres du modèle 1.

Espèces	<i>Miconia</i> spp.			
Variable	Valeur	Ecart-type	z-value	p-value
Constante	-4,394	0.074	-59.6	<0.01
NT_20v	0,019	0.002	9.3	<0.01
dNT_20v	0,095	0.005	20.5	<0.01
NT_Col_v	3,323	0.174	19.1	<0.01
Statistiques				
AIC = 18751	Déviance = 16623	Dév. résiduelle = 14501	Coeff. de dispersion =1	R ² = 10%

Tableau A7.2. Estimation des paramètres du modèle 2.

Espèces	<i>Oxandra asbeckii</i> , <i>Lecythis persistens</i> , <i>Eschweilera sagotiana</i> , <i>Protium</i> spp., <i>Symphonia</i> sp., <i>Tovomita</i> sp., <i>P. schomburgkiana</i> , <i>Licania heteromorpha</i> , <i>Ocotea</i> spp., <i>Qualea rosea</i> , <i>Carapa procera</i> , <i>Iryanthera sagotiana</i> , <i>Dicorynia guianensis</i>			
Variable	Valeur	Ecart-type	z-value	p-value
Constante	-2,349	0.085	-27.5	<0.01
NTv	0,013	0.002	-8.0	<0.01
drcST_20c	2.816	0.595	4.7	<0.01
drNT_40v	-0.098	0.008	-12.9	<0.01
drNT_Col_c	-0.01	0.001	-6.6	<0.01
Statistiques				
AIC = 28028	Déviance = 21292	Dév. résiduelle = 20986	Coeff. de dispersion =1	R ² = 1%

Tableau A7.3. Estimation des paramètres du modèle 3.

Espèces	<i>Cecropia obtusa</i> et <i>Cecropia sciadophylla</i>			
Variable	Valeur	Ecart-type	z-value	p-value
Constante	-4,845	0,040	-120.2	<0.01
drNTv	-0,115	0,002	13.9	<0.01
dNT_20v	0,073	0,005	25.9	<0.01
NT_Col_v	5,415	0,209	-57.2	<0.01
Statistiques				
AIC = 15129	Déviance = 15994	Dév. résiduelle = 11496	Coeff. de dispersion =1	R ² = 23%

Tableau A7.4. Estimation des paramètres du modèle 4.

Espèces	<i>Tapirira guianensis</i> , <i>Vismia</i> spp, <i>Inga peizifera</i> , <i>Inga</i> spp., <i>Sterculia pruriens</i> , <i>Schefflera decaphylla</i> , <i>Jacaranda copaia</i> et <i>Palicourea guianensis</i>			
Variable	Valeur	Ecart-type	z-value	p-value
Constante	-1,592	0,079	-20,2	<0.01
drNTv	-0,019	0,035	-24,4	<0.01
dNT_20v	0,052	0,004	14,7	<0.01
NT_Col_v	4,381	0,142	30,9	<0.01
STv	-0,857	0,002	-11,9	
Statistiques				
AIC=25519	Déviance=23244	Dév. résiduelle = 18564	Coeff. de dispersion =1	R ² = 16%

Tableau A7.5 Estimation des paramètres du modèle 5.

Espèces	<i>Tachigali melinonii</i> , <i>Pourouma melinonii</i> , <i>Parkia nitida</i> , <i>Licania</i> spp. et <i>Virola michelii</i> .			
Variable	Valeur	Ecart-type	z-value	p-value
Constante	-3,911	0,167	-23,6	<0.01
NTv	-0,016	0,003	-4,8	<0.01
dNT_20v	0,054	0,009	6,1	<0.01
NT_Col_v	3,332	0,327	10,2	<0.01
Statistiques				
AIC = 8049	Déviance=6795	Dév. résiduelle = 6534	Coeff. de dispersion =1	R ² = 3%

Tableau A7.6. Estimation des paramètres du modèle 6.

Espèces	<i>Xylopia nitida</i>			
Variable	Valeur	Ecart-type	z-value	p-value
Constante	-8,127	0,212	-38,3	<0.01
NT_20v	0,064	0,005	12,7	<0.01
drNT_Col_c	0,028	0,002	12,6	<0.01
Statistiques				
AIC = 3129	Déviance = 2932	Dév. résiduelle = 2601	Coeff. de dispersion =1	R ² = 10%

Annexe 8. Liste des espèces commerciales du dispositif de Paracou. Les espèces communes au site de Paragominas ont leur nom vernaculaire en portugais affiché. Pour les espèces communes aux deux sites, les colonnes « taux de conversion », « prix FOB » et « produit » représentent des informations recoltées sur le site de Paragominas. Pour les autres espèces le « taux de conversion » est la valeur inférieure du site de Paragominas selon le type de usage (produit) et le « prix FOB » la valeur moyenne du produit selon la catégorie décrite en Schmitt et Verney (1986) : 1 – essences dont la valeur technologique n’est plus contestable et qui sont couramment exploitées sur le site de Paracou ; 2 – essences relativement peu exploitées ou en promotion mais qui présentent un intérêt technologique certain.

Espèce	taux de conversion	prix FOB (US\$)	produit	catégorie
<i>Bagassa guianensis</i> (Tatajuba)	0,45	580	sciage	1
<i>Balizia pedicellaris</i> (Escorrega macaco)	0,45	490	contreplaqué	-
<i>Brosimum rubescens</i> (Inhare)	0,45	490	contreplaqué	-
<i>Ocotea</i> spp. (Louro)	0,43	775	sciage	1
<i>Couratari</i> spp. (Tauari)	0,4	600	sciage	2
<i>Goupia glabra</i> (Cupiuba)	0,38	495	sciage	1
<i>Hymenea courbaril</i> (Jatoba)	0,48	900	sciage	1
<i>Jacaranda copaia</i> (Parapara)	0,45	490	contreplaqué	-
<i>Manilkara huberi</i> (Maçaranduba)	0,45	750	sciage	2
<i>Pterocarpus officinalis</i> (Cumarú)	0,47	780	sciage	1
<i>Simarouba amara</i> (Marupa)	0,45	490	contreplaqué	-
<i>Tabebuia serratifolia</i> (Ipê)	0,5	2300	sciage	1
<i>Virola</i> spp. (Ucuuba da terra)	0,45	490	contreplaqué	-
<i>Zygia racemosa</i> (Angelim pedra)	0,48	675	sciage	1
<i>Zygia tetragona</i> (Sucupira tento)	0,4	495	sciage	1
<i>Andira coriacea</i>	0,38	875	sciage	1
<i>Carapa procera</i>				
<i>Cedrela odorata</i>				
<i>Couma guianensis</i>				
<i>Dicorynia guianensis</i>				
<i>Diploptropis purpurea</i>				
<i>Erismia uncinatum</i>				
<i>Peltogyne venosa</i>				
<i>Platonia insignis</i>				
<i>Qualea rosea</i>				
<i>Recordoxylon speciosum</i>				
<i>Ruizterania albiflora</i>				
<i>Sextonia rubra</i>				
<i>Symphonia</i> sp1.				
<i>Terminalia amazonia</i>				
<i>Vouacapoua americana</i>				
<i>Aspidosperma</i> spp.	0,38	675	sciage	2
<i>Bocoa prouacensis</i>				
<i>Caryocar glabrum</i>				

Annexe 8. cont.

Espèce	taux de conversion	prix FOB (US\$)	produit	catégorie
<i>Chrysophyllum sanguinolentum</i>	0,38	675	Sciage	2
<i>Dimorphandra polyandra</i>				
<i>Dipteryx</i> spp.				
<i>Enterolobium</i> spp.				
<i>Eperua falcata</i>				
<i>Eperua grandiflora</i>				
<i>Glycydendron</i> spp.				
<i>Hymenolobium</i> spp.				
<i>Iryanthera</i> spp.				
<i>Lecythis zabucajo</i>				
<i>Macrobium bifolium</i>				
<i>Moronobea coccinea</i>				
<i>Parkia</i> spp.				
<i>Protium</i> spp.				
<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i>				
<i>Tachigali</i> spp.				
<i>Tetragastris</i> sp.				
<i>Vatairea erythrocarpa</i>				
<i>Ceiba pentandra</i>	0,45	490	contreplaqué	-
<i>Eriotheca</i> spp.				
<i>Lacmellea</i> spp.				
<i>Laetia procera</i>				
<i>Parkia</i> sp.				
<i>Schefflera</i> spp.				
<i>Simaba</i> spp.				
<i>Sterculia</i> sp.				

Annexe 9. Dégâts de l'exploitation à faible impact dans l'Amazonie brésilienne : comparaison avec l'exploitation pratiquée à Paracou en 1987.

Dans les 18 parcelles il a été exploité en moyenne 6,3 arbres par hectare. Ceci représente une réduction moyenne de $3,4\text{m}^2/\text{ha}$ de la surface terrière du peuplement ($28,1\text{m}^2/\text{ha}$) et une exploitation en volume de $31,3\text{m}^3/\text{ha}$. Le diamètre moyen des arbres exploités est de 79,7cm. 33 espèces ont été exploitées, parmi elles quatre espèces, *Manilkara huberi*, ($9,3\text{m}^3/\text{ha}$), *Manilkara bidentata* ($3,3\text{m}^3/\text{ha}$), *Pseudopiptadenia psilostachya* ($2,7\text{m}^3/\text{ha}$) et *Caryocar villosum* ($1,4\text{m}^3/\text{ha}$) représentent plus de 50% du volume prélevé.

Parmi les arbres préalablement définis comme exploitables seulement 67% (ou 113 arbres) a été effectivement exploité. Les autres 33% ont été testé comme étant «creux» et ont été laissés sur pied. (*Sites d'études et Méthodologie*, item *L'organisation de l'exploitation*). Le volume total exploité dans les 18 parcelles a été de $563,6\text{m}^3$. 79% de ce volume a été acheminé vers la scierie ($446,4\text{m}^3$) les autres 21% comportant des pertes (fentes, déchirures) dues à l'abattage ou encore des creux détectés après l'exploitation a été laissé dans les parcelles.

Le Diamètre Minimum d'Exploitabilité (DME) pratiqué par la Société, 55cm, est plus élevé que celui réglementé pour la région amazonienne, 50cm. Par classe diamétrique de 10cm et au-dessus du DME, l'exploitation a réduit en 64% en moyenne le nombre d'effectifs vivants par classe. Dans certaines classes diamétriques, tels que les classes 100-109,9cm et 110-119,9cm, tous les individus ont été récoltés (Fig. A9.1).

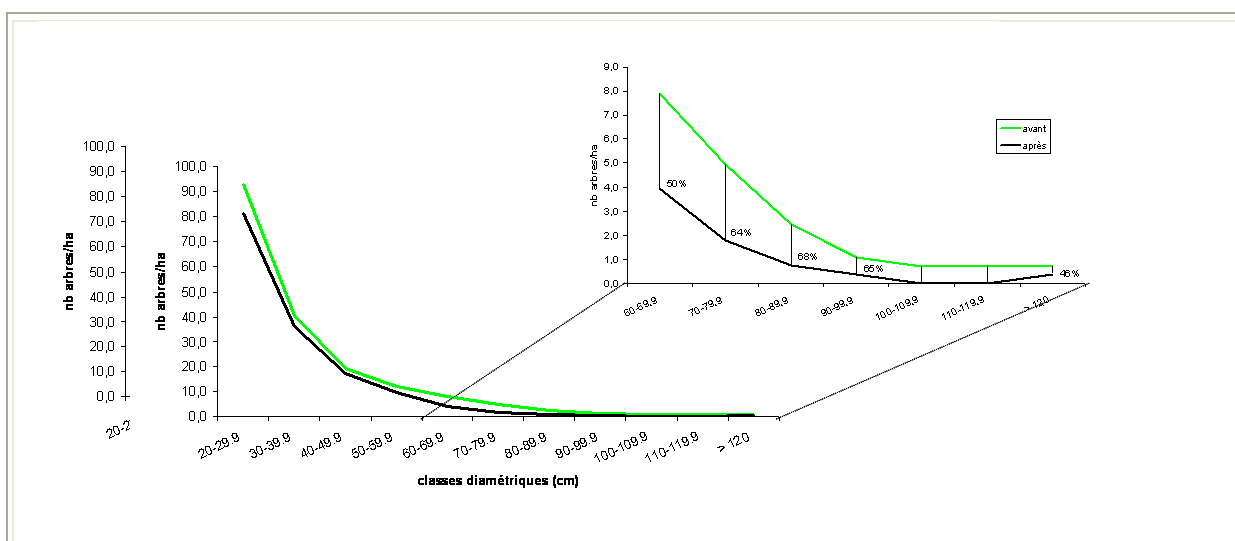


Figure A9.1. Distribution diamétrique avant (2004) et après (2005) l'exploitation à faible impact

Dans chaque parcelle d'un hectare 53 individus de petite taille ($10 \leq \text{dbh} < 20\text{cm}$) et 26 moyens et grands ($\text{dbh} \geq 20\text{cm}$) sont morts dus aux activités de l'exploitation. Ces individus

morts représentent $6,5\text{m}^2/\text{ha}$ de surface terrière. Chaque parcelle a ainsi perdu en moyenne $9,9\text{m}^2$ de sa surface terrière (individus exploités + arbres morts), i.e., une réduction moyenne de 35% de la surface terrière initiale. Pour chaque arbre abattu 13 autres en sont morts (9 petits individus et 4 moyens et grands). En moyenne 661m^2 de piste de débardage ont été ouverte pour chaque hectare exploité.

Sist et Ferreira (2007), travaillant sur le même site, ont déjà démontré une relation entre le nombre d'arbres exploités par hectare et le nombre total d'arbres morts au dessus de 20cm de dbh ($R^2=0,64$; $P<0,001$) (Fig. A9.2).

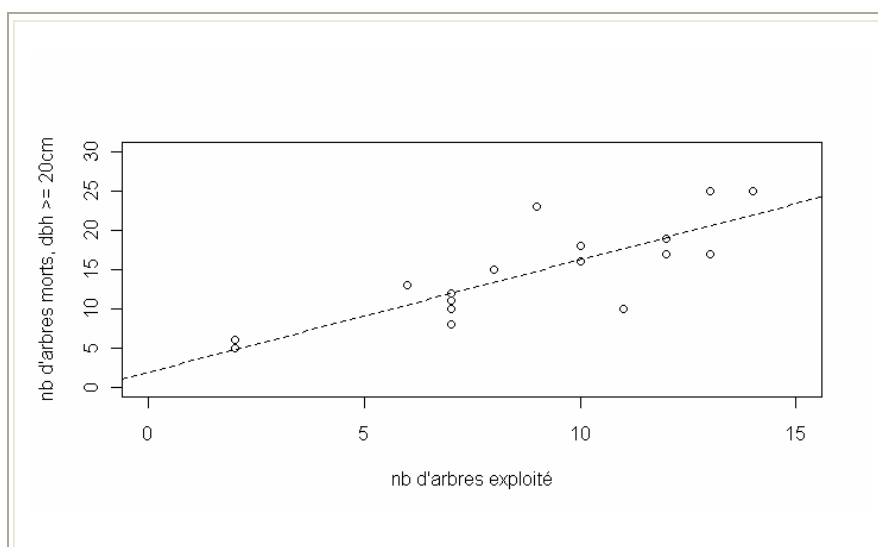


Figure A9.2. Relation entre le nombre d'arbres morts ($\text{dbh} \geq 20\text{cm}$) à cause de l'exploitation forestière et le nombre d'arbres exploités dans les parcelles à Paragominas : $y = 1,4236x + 1,6941$.

Le taux global de mortalité dû directement à l'exploitation forestière est de 16% (Tab.A9.1). Cette mortalité n'a pas été distribuée de la même manière entre les différentes classes diamétriques. Les classes diamétriques intermédiaires, dbh entre 20 et 59,9cm, ont présenté un taux moyen de mortalité de 11,5% tandis que la première classe diamétrique (10-19,9cm) et les classes au dessus de 60cm ont affichés des taux de mortalités compris entre 18% et 45% respectivement (Tab.A9.1 et Fig. 3).

Tableau A9.1. Nombre d'arbres morts et taux de mortalité en raison de l'exploitation forestière à différentes classes diamétriques.

Classe diamétrique (cm)	≥ 10	10-19,9	20-29,9	30-39,9	40-49,9	50-59,9	60-69,9	70-79,9	80-89,9	≥ 90
Nb arbres avant exploitation	485,5	302,6	92,9	40,5	19,1	11,9	7,9	4,9	2,4	3,3
Nb morts par l'exploitation	79,1	53,4	11,7	4,1	1,9	1,6	2,3	1,7	0,9	1,5
Taux de mortalité par classe	16%	18%	13%	10%	10%	13%	29%	35%	38%	45%

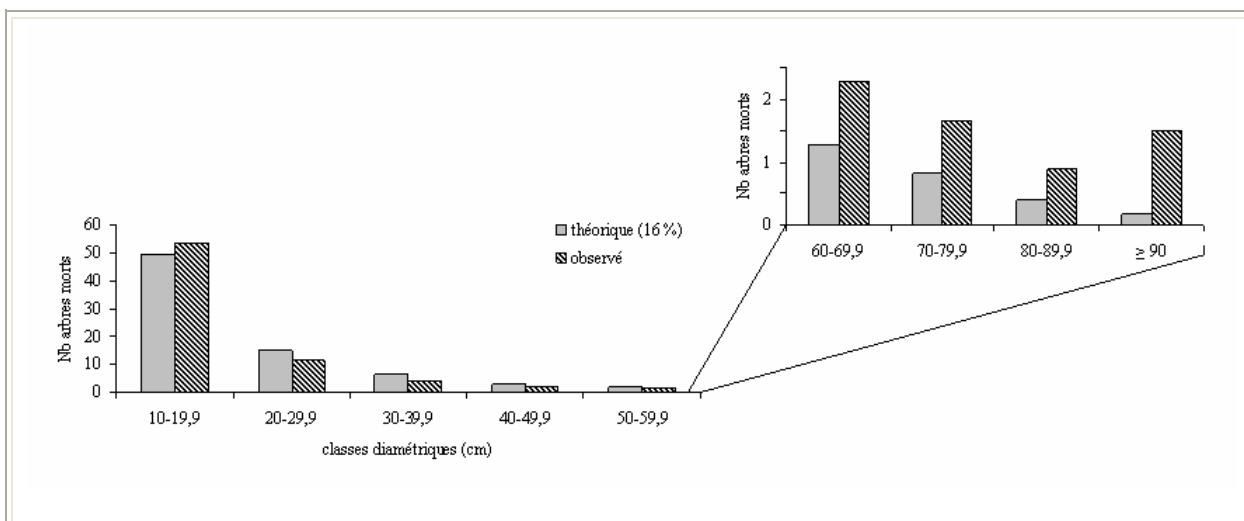


Figure A9.3. Nombre d'arbres morts observé à Paragominas dans les différentes classes diamétriques et celui calculé en fonction du taux global de mortalité (théorique) de 16%.

Ce travail de caractérisation de l'exploitation forestière, employée par la société Cikel à Paragominas, a comme objectif principal de décrire la technique appelée EFI pour sa reproduction sur le simulateur. Le simulateur utilise comme support de simulation la forêt du site de Paracou. Les deux forêts, bien qu'appartenant au même écosystème (forêt de terre ferme d'Amazonie) ont de caractéristiques structurelles différentes (Tab.A9.2 et *Sites d'études et Méthodologie*). Dans ce cas, est-il raisonnable de transposer les règles de dégâts dus à l'exploitation d'un site sur un autre? L'exploitation d'un arbre à Paragominas aurait la même répercussion sur le peuplement résiduel que l'exploitation d'un arbre à Paracou? Dans les paragraphes suivants je présente les principaux résultats de la comparaison entre les dégâts générés par l'exploitation à Paracou, réalisée au milieu des années 80 sans l'emploi de l'EFI, et celle réalisée à la Société Cikel (dorénavant appelé Paragominas).

L'exploitation forestière à Paracou a détruit 78 arbres par hectare au dessus de 10cm de diamètre (79 ind/ha à Paragominas), ou 13% du total du peuplement (606 arbres/ha). Les dégâts sont plus prononcés sur la première classe diamétrique, individus entre $10 \leq dbh \leq 19,9$ cm, avec 62 morts ou 17% de réduction (Tab.A9.3). Les autres classes diamétriques ont eu des réductions allant de 8% à 2% des effectifs totaux, sur la dernière classe ($dbh \geq 90$ cm) aucun individu n'est mort en raison de l'exploitation (Fig.A9.4).

Tableau A9.2. Principales caractéristiques de la structure forestière de sites de Paracou et Paragominas.

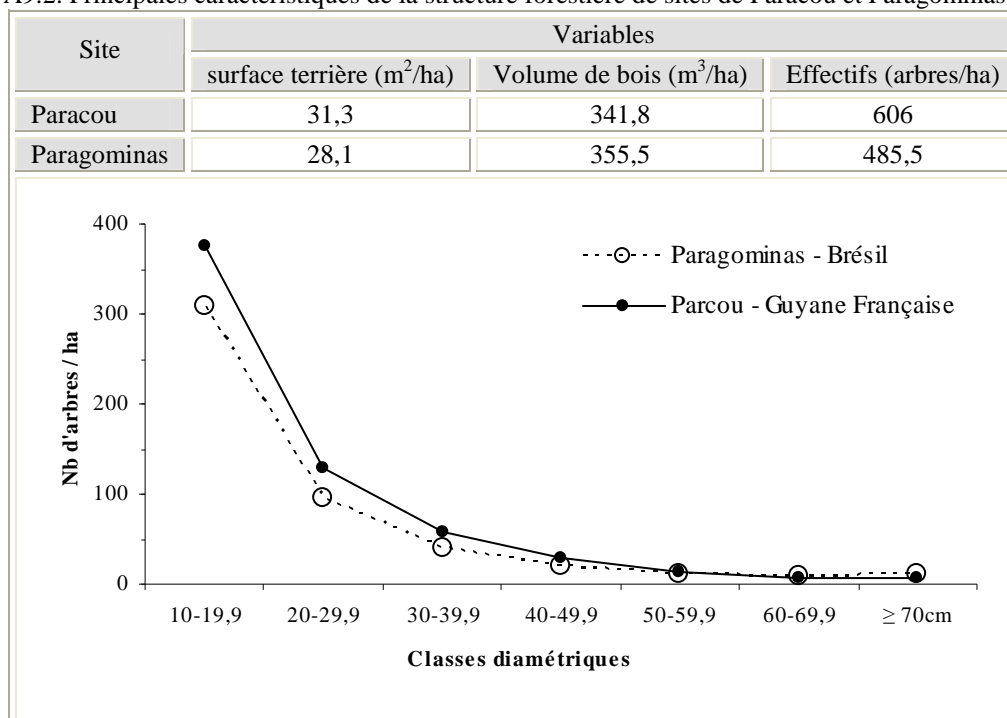


Tableau A9.3. Nombre d'arbres morts et taux de mortalité en raison de l'exploitation forestière à différentes classes diamétriques sur le site de Paracou.

Classe diamétrique (cm)	≥ 10	10-19,9	20-29,9	30-39,9	40-49,9	50-59,9	60-69,9	70-79,9	80-89,9	≥ 90
Nb arbres avant exploitation	606,4	366,7	124,7	57,8	28,9	14,9	8,3	2,9	1,1	1,1
Nb morts par l'exploitation	78	62	10,2	3,7	1,5	0,8	0,2	0,1	0,1	0
Taux de mortalité par classe	13%	17	8%	6%	5%	5%	2%	2%	5%	0%

A Paracou les dégâts se sont concentrés sur les individus de petite taille, $10 \leq dbh \leq 19,9$ cm, tandis qu'à Paragominas l'inverse a été observé. Sur le site brésilien 45% du total des gros individus présents dans le peuplement, $dbh \geq 90$ cm, sont morts à cause de l'exploitation. Les différences entre la distribution diamétrique de deux peuplements peuvent expliquer en partie cette différence entre les dégâts. La densité d'individus de petite taille à Paracou (366,7 ind/ha) est 20% supérieure à celle de Paragominas (302,6 ind/ha), par contre le site brésilien possède deux fois plus d'individus de taille au dessus de 70cm (10,6 ind/ha versus 5,1 ind/ha à Paracou). La taille des individus exploités joue aussi un rôle important sur les dégâts infligés aux gros individus. Le diamètre moyen des arbres exploités pour le bois d'œuvre à Paracou (traitement 1, *Sites d'étude et Méthodologie*) est de 62,7cm tandis qu'à Paragominas il est de 79,7cm.

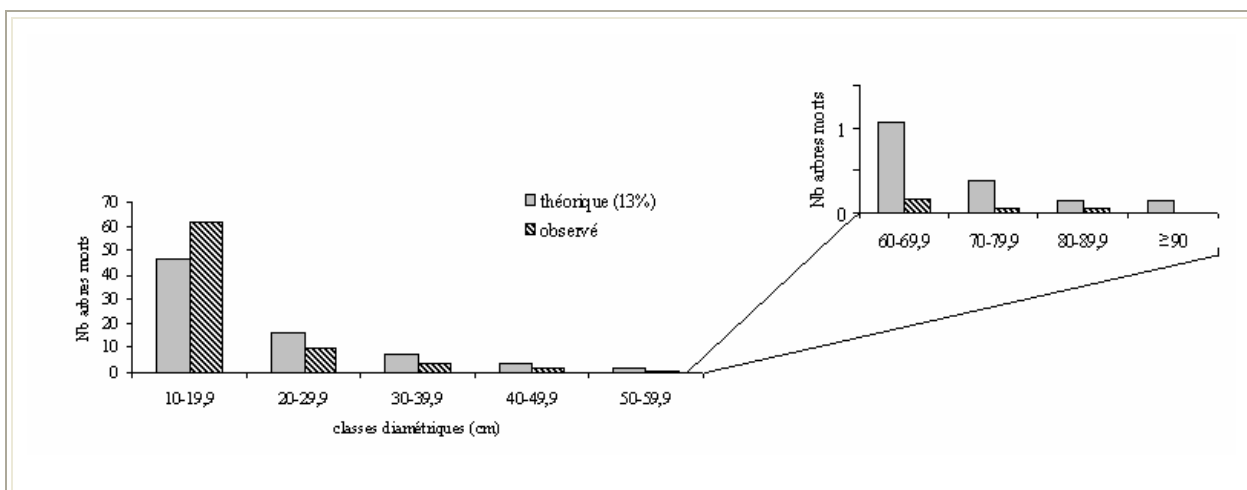
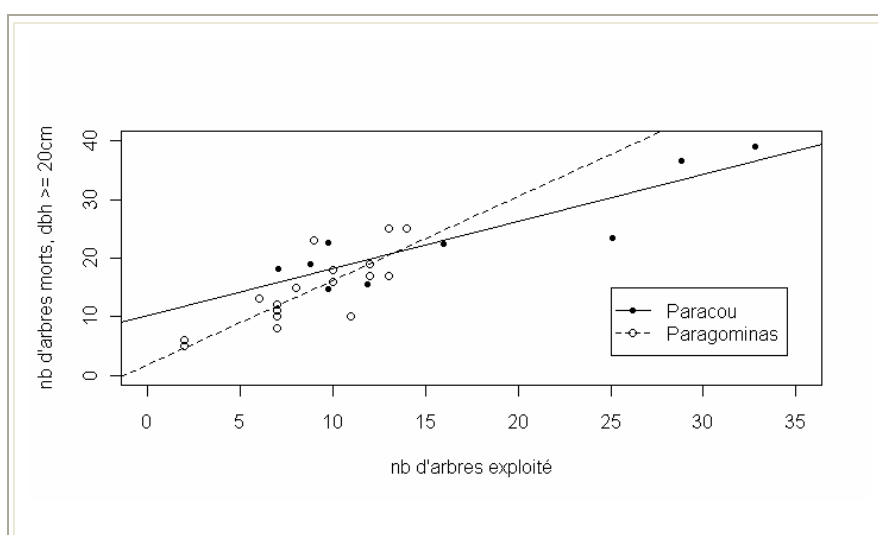


Figure A9.4. Nombre d'arbres morts observé à Paracou dans les différentes classes diamétriques et celui calculé en fonction du taux global de mortalité (théorique) de 13%.

Sur le dispositif de Paracou il existe aussi une relation linéaire entre le nombre d'arbres exploités par hectare et le nombre total d'arbres morts au dessus de 20cm de dbh ($R^2=0,77$; $P<0,001$) (Fig. A9.5). Avec une intensité d'exploitation de 14 tiges/ha, le nombre d'arbres morts à cause de l'exploitation est similaire entre les deux sites : 21 arbres/ha. (Fig. A9.5). En dessous de cette intensité, l'exploitation réalisée à Paragominas provoque moins de mortalité que celle pratiqué à Paracou, et en dessus de cette intensité elle est plus destructive à Paragominas.



FigureA9.5. Relation entre le nombre d'arbres morts (dbh ≥ 20cm) à cause de l'exploitation forestière et le nombre d'arbres exploités dans les parcelles àParacou : $y= 0,8004x + 10,1874$

Cette comparaison entre les dégâts produits sur les différents sites n'est cependant pas conclusive. La variable «nombre d'arbres exploités» ne prend pas en compte des différences entre la taille des arbres exploités. A Paracou par exemple le diamètre moyen des arbres

exploités sur une parcelle (P2) ayant subi une intensité de 12 tiges/ha est de 61,9cm tandis qu'à Paragominas cette moyenne pour une parcelle exploitée (P3) à la même intensité est de 76,2cm. La variable surface terrière prend en compte cette différence entre la taille des arbres exploités. Sur la figure 6 il est proposé une autre comparaison entre les sites, cette fois-ci en prenant en compte la relation entre le pourcentage de la surface terrière du peuplement qui a été exploitée et celle qui a été perdue en raison de dégâts de l'exploitation (Fig.A9.6).

Les deux sites présentent des relations semblables. Avec une perte identique dans la surface terrière du peuplement quand l'exploitation prélève 9% de la surface terrière total. Dans ce cas, 5% de la surface terrière de deux sites est perdue en raison des dégâts de l'exploitation. Cette fois-ci le site de Paracou avec des intensités d'exploitation plus élevées présente un taux de dégâts légèrement plus élevé que le site de Paragominas (Fig.A9.6). Avec un taux d'exploitation entre 5% et 15% de la surface terrière, la différence entre les dégâts infligés aux deux sites est de l'ordre de seulement $\pm 0,3\%$ (Fig.A9.6).

Schmitt (1989) disonnant sur l'exploitation pratiquée à Paracou décrit qu'«aucun plan de débardage n'a été réalisé », rajoutant encore que « le conducteur de l'engin - ayant 15 ans d'expérience - opérait à sa guise » et « l'abatteur n'avait reçu aucune directive pour orienter préférentiellement la chute...[des arbres] ». On pourrait penser que le type d'exploitation pratiquée sur ce site se ressemblerait à une exploitation communément appelée comme «conventionnelle» (FAO 2004).

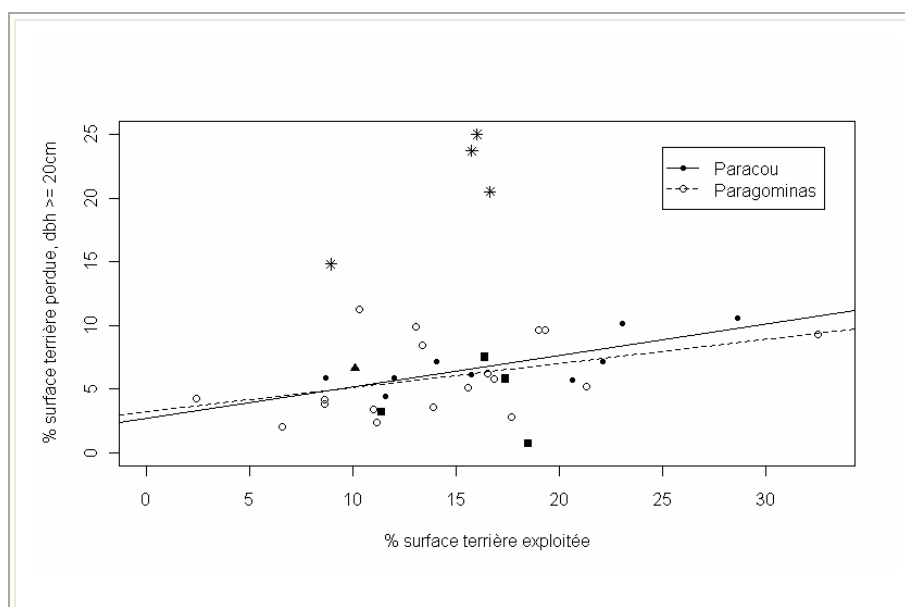


Figure A9.6. Relation entre la surface terrière exploitée et celle perdue en conséquence de l'exploitation. Paracou: $y = 0,2477x + 2,7038$ ($R^2=57,2\%$, $p=0,01$); Paragominas: $y = 0,1903x + 3,2234$ ($R^2=14\%$, $p=0,05$); Site expérimental de Tapajos (■) (Oliveira, 2005); EFI (▲) dans la région de Manaus (Rossi et al., 2001); exploitation conventionnelle (*) dans la région de Paragominas (Uhl et Vieira 1989 ; Verissimo et al., 1992).

Dans cette dernière, les opérations ne sont pas planifiées (voire pages 15 et 16 ; *L'exploitation forestière*) et les dégâts sont de l'ordre de 20 à 25% de la surface terrière total pour une exploitation d'environ 16 % de la surface terrière (symbole * sur la Fig.A9.6). Ces valeurs des dégâts sont au dessus de valeurs rencontrées à Paracou.

Dans un autre site expérimental, Tapajós localisé au centre-est de l'Amazonie brésilienne qui a été 'conventionnellement' exploité en 1982 la relation entre le pourcentage de la surface terrière perdue et la surface terrière exploitée (symbole ■ dans la Fig.A9.6) est semblable à celle vérifiée à Paracou et aussi à celle vérifiée sur les forêts exploitées en utilisant la technique d'exploitation à faible impact (symbole ○ et ▲ pour respectivement Paragominas et Manaus, Fig.A9.6).

Dans les sites expérimentaux bien que l'exploitation dans les parcelles ne soit pas planifiée l'exploitation de l'ensemble du site (i.e. toutes les parcelles) est préparée de façon à rationaliser l'expérimentation. Les parcs à grumes sont souvent disposés à la proximité des parcelles de manière à réduire les mouvements de machines (Oliveira, 2005 ; Ruschel, 2008), on contraint le conducteur du skidder de éviter «de débarder les bois d'une parcelle en traversant une autre» (Schmitt, 1989). A Paracou par exemple la surface de piste de débardage (en moyenne 733m² /ha) a été optimisé de tel manière que «pas ou très peu de pistes inutiles ont été ouvertes» selon Schmitt (1989).

En raisonnant uniquement à partir des dégâts qui on été produits lors des opérations d'abattage et débardage, l'exploitation pratiquée à Paracou se ressemblerait à une exploitation à faible impact (Tab.A9.4). Certes que l'EFI ne se résume qu'à la quantification des dégâts infligés au peuplement résiduel, la présélection des arbres à abattre - test des arbres creux, déclassement avant la coupe, distance entre tiges à exploiter et à réserver - ont une importante majeure dans la conservation de la ressource, mais ces activités sont à exécuter avant l'abattage. Et dans un but de simulation elles sont facilement implémentées dans le simulateur.

Tableau A9.4. Nombre d'arbres exploités et morts en raison de l'exploitation forestière et leur surface terrière relative dans les différentes parcelles des sites de Paracou et Paragominas.

Site	Parcelle	Exploitation		Morts (dbh ≤ 20cm)	
		arbre/ha	% de la surface terrière totale	arbre/ha	% de la surface terrière totale
P a r a c o u	2	12	16%	16	6%
	3	16	21%	22	6%
	4	29	23%	37	10%
	5	7	9%	18	6%
	7	10	12%	15	4%
	8	33	29%	39	11%
	9	9	12%	19	6%
	10	10	14%	23	7%
	12	25	22%	24	7%
P a r a g o m i n a s	1	6	16%	13	6%
	2	7	9%	8	4%
	3	12	19%	17	10%
	4	10	13%	18	8%
	5	14	19%	25	10%
	6	9	10%	23	11%
	7	12	17%	19	6%
	8	2	7%	5	2%
	9	8	13%	15	10%
	10	13	33%	25	9%
	11	2	9%	6	4%
	12	7	18%	8	3%
	13	7	11%	12	3%
	14	13	16%	17	5%
	15	11	14%	10	4%
	16	7	11%	10	2%
	17	10	21%	16	5%
	18	7	2%	11	4%

Ainsi, les données de dégâts d l'exploitation à Paracou ont été utilisées pour calibrer de modèles reproduisant l'exploitation dans le simulateur Selva. Les modèles lineaires entre le nombre de tiges exploitées par hectare (TI) et le nombre d'arbres détruits par classe de taille ont les configurations suivantes (Tab.A9.5) :

Tableau A9.5. Modèles entre le nombre de tiges exploitées par hectare et le nombre d'arbres morts dans les différentes classes de taille.

Classe diamétrique	Modèles	Statistiques
10 – 19,9cm	$Nb = 2,9 \times TI + 32,2$	$F=206,1, p<0,001, R^2=96\%$
20 – 29,9cm	$Nb = 0,58 \times TI + 5,7$	$F=26, p<0,001, R^2=76\%$
30 – 39,9cm	$Nb = 0,21 \times TI + 1,9$	$F=11, p<0,01, R^2=56\%$

où, Nb= nombre de morts ; TI = nombre de tiges exploitées par hectare

Par contre, il n'existe pas de relation entre le nombre d'arbres morts au-dessus de 40cm de dhp et le nombre de tiges exploitées. En moyenne 17 arbres au-dessus de 40cm de dhp sont détruits pour chaque hectare de forêt exploitée (Tab.A9.6). Pour reproduire dans le simulateur les dégâts de l'exploitation sur ces arbres, un tirage aléatoire en suivant une loi gaussienne de moyenne et écart-type connus (Tab.A9.6) a été réalisé.

Tableau A9.6. Nombre moyen (et écart-type) d'arbres détruits par hectare de forêt exploitée à Paracou dans les différentes classes diamétriques.

Classe diamétrique	Nombre moyen d'arbres morts/ha	Ecart-type
40 – 49,9cm	10	2,2
50 – 59,9cm	5	2,9
≥ 60cm	2	0,9

Les arbres morts en raison de l'exploitation se localisent principalement dans les trouées de l'abattage (Tab.A9.7). Après la détermination du nombre d'arbres détruits par classe diamétrique, ceci a été implémenté dans le simulateur en suivant la répartition décrite ci-dessous :

Tableau A9.7. Répartition des arbres morts selon leur localisation et leur classe diamétrique;

Classe diamétrique	Pourcentage de morts	
	Dans les trouées	Sur les pistes de débardage
10 – 19,9cm	51%	49%
20 – 29,9cm	69%	31%
30 – 39,9cm	77%	23%
40 – 49,9cm	86%	14%
50 – 59,9cm	86%	14%
≥ 60cm	75%	25%

Références bibliographiques

FAO, 2004. *Reduced impact logging in tropical forests: literature synthesis, analysis and prototype statistical framework*. Rome, Italie, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 287p. Forest Harvesting and Engineering Working Paper n° 1

- Oliveira, L., 2005. Efeito da exploração de madeira e de diferentes intensidades de desbates sobre a dinâmica da vegetação de uma área de 136 há na floresta nacional de Tapajós. PhD Thesis, ESALQ, Piracicaba, São Paulo 173 pp.
- Rossi L.M.B., Azevedo C.P., Souza J.R. et al., 2001. *Efeito da exploração em floresta sob manejo sustentável em escala comercial na Amazônia central*. In: Simpósio latino-americano sobre manejo florestal. Anais... Santa Maria: UFSM, p. 319-333
- Ruschel A.R., 2008. *Dinâmica da composição florística e do crescimento de uma floresta explorada há 18 anos na Flona Tapajós, PA*. Belém, PA, Embrapa Amazônia Oriental, 57p. Documentos, 341
- Schmitt L., 1989. *Etude des peuplements naturels en forêt dense guyanaise: compte rendu de mise en application des traitements sylvicoles sur le dispositif de Paracou*. Nogent-sur-Marne, France, Centre technique forestier tropical, Département du CIRAD.
- Sist P., Ferreira F.N., 2007. Sustainability of reduced-impact logging in the eastern Amazon. *Forest Ecology Management* 243, 199–209
- Uhl C. and Viera I.C.G., 1989. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case study from the Paragominas Region of the State of Para. *Biotropica* 21(1), 98-106
- Veríssimo A., Barreto P., Mattos M. et al., 1992. Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: the case of Paragominas. *Forest Ecology and Management* 55, 169-199

Annexe 10. Tables de coûts de l'exploitation à Paragominas

Table A10.1. Table de dépenses effectuées en 2008 pour exploiter 6693,12 ha de forêt. Valeurs en Reais (R\$).

Dépense	Coût total	Côut /ha
Formation EFI	18817,75	2,81
Audit FSC	90000,00	13,45
Inventaire 100%	394561,57	58,95
Taxes	10982,29	1,64
Partenariat Recherche - Ongs	133243,83	19,91
Achat/location véhicules/camions	175497,38	26,22
Usure (équipements scierie, véhicules/camions)	595203,65	88,93
Equipemments de protection	60042,42	8,97
Outillage	43300,04	6,47
Assurances	128465,53	19,19
Electricité, téléphone	37063,75	5,54
Entretien bureaux, ateliers, scierie	47041,50	7,03
Logiciels, consommables (bureaux, scierie)	79830,31	11,93
Total	1814036,31	271,03

Table A10.2. Table de dépenses variables en fonction du volume exploité par hectare. Le coût total représente la valeur dépensée en 2008 pour exploitée 6693,12 ha de forêt. Valeurs en Reais (R\$). La colonne « volume exploité par hectare » indique le volume moyen effectivement exploité dans les 18 parcelles du site de Paragominas.

Dépense	Coût total	Coût /ha	Vol exploité /ha (m ³)	Coût /m ³
Salaires	1105475,00	165,17	31,3	5,28
Assistance médicale	20318,32	3,04		0,10
Transport des employés	100152,52	14,96		0,48
Alimentation	381174,12	56,95		1,82
Combustibles / lubrifiants	1225619,00	183,12		5,85
Achat/lising engins forestiers	759173,30	113,43		3,62
Entretien engins forestiers	819393,00	122,42		3,91
Total	4 411 305,26	659,08		21,06